

Modellsimulering av optimala lägen för våtmarker med avseende på kväveretention – en fallstudie i Lidans avrinningsområde

Examensarbete 20 p



av

Kristina Sigfridsson

Institutionen för miljöanalys
Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU
Box 7050 750 07 Uppsala

Handledare: Mats Wallin

Modellsimulering av optimala lägen för
våtmarker med avseende på kväveretention
– en fallstudie i Lidans avrinningsområde

av

Kristina Sigfridsson

ISSN 1403-977X

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	1
1.1	BAKGRUND	1
1.2	SYFTE	2
2	LITTERATURSTUDIE: VÅTMARKER	2
2.1	VÅTMARKER – DEFINITION OCH FUNKTION	2
2.2	PROCESSER FÖR RETENTION AV KVÄVE OCH FOSFOR I VÅTMARKER	3
2.2.1	<i>Ytspecifik och relativ retention.....</i>	<i>3</i>
2.2.2	<i>Kväveretention.....</i>	<i>3</i>
2.2.3	<i>Fosforretention.....</i>	<i>4</i>
2.3	LOKALISERING AV VÅTMARKER	5
2.3.1	<i>Våtmarksplacering i regional skala.....</i>	<i>5</i>
2.3.2	<i>Våtmarksplacering i lokal skala.....</i>	<i>5</i>
2.4	UTFORMNING AV VÅTMARKER	7
2.4.1	<i>Växter.....</i>	<i>7</i>
2.4.2	<i>Storlek och form.....</i>	<i>7</i>
2.5	VÅTMARKERS RENINGSKAPACITET	8
2.6	VÅTMARKSANLÄGGNING I VÄSTRA GÖTALAND I NULÄGE	8
3	OMRÅDESBESKRIVNING	9
3.1	LIDAN.....	9
4	MATERIAL OCH METODER	9
4.1	FYRISÅMODELLEN	9
4.1.1	<i>Kväveretentionsekvation för våtmarker.....</i>	<i>10</i>
4.1.2	<i>Modellkalibrering.....</i>	<i>11</i>
4.1.3	<i>Uppehållstid och hydraulisk effektivitet.....</i>	<i>11</i>
4.1.4	<i>Våtmark i Fyrisåmodellen.....</i>	<i>12</i>
4.2	JÄMFÖRELSE- RETENTIONSEKVATION OCH MÄTDATA	13
4.3	UPPEHÅLLSTIDSBERÄKNINGAR	13
4.4	SCENARIOSIMULERINGAR	14
4.4.1	<i>Scenario 1.....</i>	<i>14</i>
4.4.2	<i>Scenario 2.....</i>	<i>15</i>
4.4.3	<i>Scenario 3.....</i>	<i>15</i>
4.4.4	<i>Scenario 4.....</i>	<i>15</i>
4.4.5	<i>Scenario 5.....</i>	<i>15</i>
4.4.6	<i>Scenario 6.....</i>	<i>16</i>
4.5	GIS-ANALYS AV POTENTIELLA LÄGEN.....	16
4.6	FÄLTUNDERSÖKNING.....	16
5	RESULTAT OCH DISKUSSION.....	16
5.1	JÄMFÖRELSE – VÅTMARKSRETENTIONSEKVATION OCH MÄTDATA	16
5.2	UPPEHÅLLSTIDER OCH EFFEKTIV VOLYM	19
5.3	SIMULERING AV SCENARIER	22
5.3.1	<i>Scenario 1.....</i>	<i>23</i>
5.3.2	<i>Scenario 2.....</i>	<i>24</i>
5.3.3	<i>Scenario 3.....</i>	<i>24</i>
5.3.4	<i>Scenario 4.....</i>	<i>25</i>
5.3.5	<i>Scenario 5.....</i>	<i>26</i>

5.3.6	Scenario 6.....	26
5.4	GIS-ANALYS	28
6	FÄLTUNDERSÖKNING.....	31
7	TACK TILL	32
8	LITTERATURFÖRSLAG.....	33
9	REFERENSER.....	34
Bilaga 1. Fyrisåmodellen		
Bilaga 2. Härledning av våtmarksfunktionens ekvation		

Abstract

In this degree project a function that calculates nitrogen retention in constructed wetlands (CWs) was incorporated into the Fyris model. The Fyris model calculates source apportioned transport of nitrogen and phosphorus in rivers. The retention function for CWs was tested against measured data from three CWs in southern Sweden. When the retention times were short, the correlation was not as good as for longer retention times. Over the year the equation in the retention function delivered a significant lower result than the calculations from measured data. The correlation was better in two of the ponds, again worse in the pond with the shortest retention times.

Computer simulations were used to compare the nitrogen retention function for CWs with the retention function used for rivers and lakes in the Fyris model. The studied area was the catchment of the River Lidan, south of Lake Vänern in the southwestern part of Sweden. The function for CWs resulted in less retention than the Fyris model function, but the values were closer to the values reported from other studies on CWs in this part of Sweden. The function was used to simulate different locations of constructed wetlands in the catchment of the River Lidan. One scenario was constructed to investigate the consequence of CWs upstream of another CW. Three different scenarios were tested, in which different criterias were used to choose areas for location of CWs. Choosing suitable areas according to the total area of the subcatchment and the share of farmland was a good method, which did not require any measured data on nitrogen concentrations in the river. 13 of the 15 areas where CWs had the highest nutrient reduction effect were among the 18 areas that were chosen with this method. The subcatchment Dofsan was the subcatchment where CWs had the highest effect, partly explained by Dofsan also having the largest nitrogen load caused by point sources.

1 Inledning

Källfördelningsmodellering av kväve- och fosforflöden i Göta älvs avrinningsområde utfördes 2002 på institutionen för miljöanalys vid SLU med Fyrisåmodellen (Hansson et al. 2006). Resultaten presenterades i rapporten "Kväve och fosfor till Vänern och Västerhavet" (Sonesten et al, 2004). I projektet simulerades effekten av ett 30-tal olika åtgärder för att minska kväve- och fosfortransporterna i form av olika scenarier. Ett av dessa scenarier var att anlägga våtmarker på 3% av åkermarken i alla delavrinningsområden. Andra simulerade åtgärder var bl.a. endast vårspridning av stallgödsel eller att samtliga hyggen omvandlas till naturskog (Sonesten et al, 2004).

Lidan är ett vattendrag som mynnar i södra Vänern. Lidans avrinningsområde är jordbruksdominerat, ca 54% av arealen är jordbruksmark. I Lidans avrinningsområde hade våtmarksscenariot störst potential för att minska belastningen av näringsämnen på Vänern och Västerhavet. Enligt simuleringen skulle denna åtgärd kunna minska kvävetransporterna ut ur avrinningsområdet med 53% och fosfortransporterna med 64% (Sonesten et al, 2004). Övriga åtgärder som simulerades hade avsevärt lägre effekt. Då våtmarker verkar kunna ha stor potential i detta område är det motiverat att undersöka denna åtgärd närmare. Lidan-Nossans vattenvårdsförbund har tagit initiativ till detta arbete, i vilket mer detaljerade simuleringar i högre upplöst skala genomförts för Lidans avrinningsområde. I den modellering som genomfördes av Sonesten et al (2004) behandlades våtmarker som sjöar. I detta arbete införlivades i stället en dynamisk våtmarksmodul i källfördelningsmodellen. Identifiering av optimal placering av våtmarker, inom avrinningsområdet med avseende på kväveretention¹ var arbetets huvudfrågeställning. En annan frågeställning som tas upp är huruvida den prognos av våtmarkers effekt i Lidans avrinningsområde som Sonesten et al (2004) framfört verkar rimlig eller inte.

Arbetet berör inte hur lagstiftningen påverkar anläggning av våtmarker genom t.ex. Miljöbalkens hänsynsregler för vattenverksamhet. Fosforretention studeras i detta arbete endast i en litteraturstudie av hur retention av näringsämnen i en våtmark beror av dess placering. Det hade varit önskvärt att även studera retention av fosfor i detta arbete, men arbetets omfattning var en begränsande faktor.

I rapporten används termerna tillrinningsområde och avrinningsområde. Tillrinningsområde används som begrepp för våtmarkers avrinningsområde, d.v.s. det område vars avrinnande vatten rinner till våtmarken.

1.1 Bakgrund

I Sverige har sjösänkning och utdikning varit nödvändig för att öka livsmedelsproduktionen under tider av svält. På grund av detta har många våtmarker försvunnit sedan mitten av 1800- talet. Priset för den nyvunna odlingsmarken är minskad biologisk mångfald samt en försämrad retention av näringsämnen (Albertsson, 2004; Svanberg & Vilborg, 2001). I dag är arealen åkermark och betesmark betydligt lägre än när den var som störst under 30-talet, men endast en mycket liten del av den nedlagda marken har återställts till våtmark igen (Svanberg & Vilborg, 2001).

Övergödning orsakas av ökad tillförsel av kväve och fosfor till vatten till följd av mänsklig aktivitet och har sedan 1960- talet uppmärksamats som ett miljöproblem i Sverige. Symptomen är bl.a.

¹ Retention är samlingsbegrepp för processer som avlägsnar näringsämnen ur akvatiska ekosystem.

döda bottnar, massiv algblooming och förändringar i artsammansättning (Naturvårdsverket, 2006). En åtgärd för att minska övergödningen är att återskapa eller nyanlägga våtmarker.

Enligt ett av delmålen under Sveriges 11:e miljö kvalitetsmål med rubriken "Myllrande våtmarker" ska minst 12 000 ha våtmarker och småvatten återställas eller anläggas i Sverige fram till år 2010. Hälften av dessa hektar ska enligt jordbruksverkets förslag anläggas i Sveriges tre sydligaste län (Skåne, Halland och Blekinge) och hälften i övriga Götaland och Svealand (Jordbruksverket, 2000). Våtmarker i odlingslandskapet har även betydelse för miljömålen "Ett rikt odlingslandskap" och "Ingen övergödning" (Jordbruksverket, 2004). Länsstyrelsen i Västra Götaland har satt upp som mål att återställa eller anlägga 3000 ha våtmarker. 1000 ha har hittills anlagts. (Miljömålen i Västra Götaland, 2006.05.18)

Våtmarkers vattenrenande effekt samt deras betydelse för den biologiska mångfalden gör att det i dagsläget finns möjligheter till miljöersättning för anläggning och skötsel av våtmarker i odlingslandskapet (bl.a. Albertsson, 2004; Jordbruksverket, 2004). För att bidragsmedlen ska kunna användas effektivt, med avseende på näringsämnesreduktion, krävs kunskap om hur våtmarker bör placeras i landskapet för att vara effektiva näringsfällor.

1.2 Syfte

Det huvudsakliga syftet med arbetet är att med hjälp av källfördelningsmodellen "Fyrisåmodellen", GIS-verktyg samt studier i fält, identifiera områden i Lidans avrinningsområde som bör prioriteras för våtmarksplacering med avseende på närsaltsreducerande effekt.

2 Litteraturstudie: Våtmarker

2.1 Våtmarker – definition och funktion

Till begreppet våtmark räknas flera olika våta naturtyper. De i Sverige till arealen största typerna är myrar och sumpskogar (Naturvårdsverket, 1999). Enligt Naturvårdsverkets våtmarksinventering definieras våtmark som mark där minst hälften av vegetationen är hydrofil d.v.s. fuktighetsälskande och där grundvattenytan finns nära under, i eller strax över markytan under en stor del av året (Löfroth, 1991). I vissa sammanhang räknar man även med småvatten t.ex. gölar och dammar i jordbruks- och skogslandskapet. Strandängar och kantzoner vid vattendrag räknas också ofta in i begreppet våtmarker (Naturvårdsverket, 2003).

Kväveavskiljningsförmågan skiljer sig åt mellan olika våtmarker. Utformning och lokalisering påverkar i hög grad effektiviteten. I våtmarker med belastning från diffusa källor, som t.ex. läckage från åkermark, styrs effektiviteten av (Koskiaho & Puustinen, 2005):

- Väder (avrinning och temperatur)
- Avrinningsområdets egenskaper
- Våtmarkens egenskaper

Den andra punkten kan påverkas genom att lokalisera våtmarken till ett passande avrinningsområde och den tredje punkten kan påverkas genom design av våtmarken.

Våtmarker medför även andra positiva effekter i landskapet, förutom retention av näringsämnen. T.ex. så kan våtmarker dämpa höga flöden. Detta kan minska erosionen och partikeltransporten nedströms i vattendraget, vilket är positivt för fisk och bottenfauna (Hagerberg et al, 2004). Våtmarker kan minska halterna av andra ämnen än kväve och fosfor i genomströmmande vatten, t.ex. tungmetaller och organiska bekämpningsmedel (Löfroth, 1991). En annan fördel med

våtmarker är att de är positiva för den biologiska mångfalden. Då många våta marker i odlingslandskapet försvunnit i och med utdikning, är dessa miljöer sällsynta. Återskapade eller nyanlagda våtmarker kan därmed förbättra förutsättningarna för livskraftiga populationer av flera arter av växter och djur i odlingslandskapet.

2.2 Processer för retention av kväve och fosfor i våtmarker

Retention är latin och betyder "kvarhållande" eller "tillbakahållande". Retention i ett sötvattenssystem, t.ex. en våtmark, är skillnaden mellan mängden av ett ämne i det vatten som förs in i och ut ur våtmarken. Retentionen av kväve i en våtmark är därmed den mängd av kväve i inkommande vatten, som avskiljs i våtmarken genom sedimentation, upptag i växter och denitrifikation (kvävgasavgång).

2.2.1 Ytspecifik och relativ retention

Våtmarkers förmåga att avskilja näring kan uttryckas på olika sätt. Ytspecifik retention är den mängd växtnäringsämnen som avskiljs per yt- och tidsenhet. Ett annat sätt är att ange avskiljningen i form av relativ näringsretention. Detta innebär att retentionen uttrycks i procent av belastningen (Tonderski et al, 2002).

Arheimer och Wittgren (2002) anser att våtmarker med en låg relativ retention, på 1% eller mindre, inte är kostnadseffektiva även om de kan vara tämligen effektiva per ytenhet.

2.2.2 Kväveretention

Tre processer bidrar till kväveretention i våtmarker: denitrifikation, växtupptag och sedimentation (Saunders & Kalff, 2001; Leonardsson, 1994). I oskördade system bortförs kväve oftast främst genom denitrifikation (Gumbricht, 1993).

Denitrifikation innebär, till skillnad från de två andra processerna, att kvävet varaktigt försvinner från våtmarken. Detta genom att nitrat eller nitrit används av denitrifikationsbakterier som elektronacceptor. Det lösta kvävet omvandlas därmed till kvävgas som avges till atmosfären. Denitrifikationsbakterier kräver anaerob (syrgasfri) miljö. I en studie av Bachand och Horne (1999) påverkades inte graden av denitrifikation av kvävekoncentrationer. Men nitrathalten i vattenfasen kan vara begränsande faktor för denitrifikation (Christensen & Sörensen, 1988) och mängden kväve som omvandlas till kvävgas ökar med ökad tillgång av nitrat (Leonardsson, 2002). Den viktigaste förutsättningen för denitrifikation är tillgång till organiskt material (Leonardsson, 2002). I våtmarkers och dammars sediment är mängden organiskt material ofta tillräckligt stor för att denitrifikationen ska fungera. (t.ex. Leonardsson, 2002) Vattentemperatur påverkar graden av denitrifikation (bl.a. Bachand & Horne, 1999; Leonardsson, 1994). Denitrifikationsgraden ökar med 1,5 – 3 ggr per 10°C ökning av temperatur. Denitrifikationsgraden påverkas även av pH, och är som högst vid ett pH på 6-8, men denitrifikation sker även vid lägre och högre pH-värden (Leonardsson, 1994).

Växter bidrar till näringsretentionen genom upptag av näring. Om växterna i våtmarken skördas, kan växtupptaget utgöra en betydande andel av bortförandet av kväve ur systemet. Växter bidrar även till näringsretentionen genom att skapa en gynnsam miljö för flera olika kemiska, biologiska och fysikaliska processer som bidrar till bortförandet och nedbrytningen av näringsämnen (Gumbricht, 1993) t.ex. nitrifikation i rotzonen, som leder till att nitratkoncentrationen i sedimenten ökar (Christensen & Sörensen, 1988).

Även sedimentation är av betydelse för kväveretentionen, särskilt under kallare perioder när den biologiska aktiviteten avtar (Gumbricht, 1993; Koskiahio et al, 2003). I kallt, borealt klimat sker ofta

det största näringsämnesläckaget från jordbruksmark under säsonger när den biologiska aktiviteten är låg. Enligt Koskiaho et al (2003) verkar våtmarker i sådana fall främst fungera som sedimentationsbassänger genom att de minskar flödes hastigheten. Under gynnsamma förhållanden kan också denitrifikation ske, under dessa säsonger. De tre dammar som Koskiaho et al (2003) undersökte i Finland var alla tre effektivare på retention av näring i partikulärt bunden form, än i löst form (Koskiaho et al, 2003). Kväve frigörs lättare än fosfor från sediment och transporteras därmed lättare bort från våtmarker (Leonardsson, 1994). Enligt en studie av Braskerud (2002) utförd i Norge, var sedimentation av organiskt bundet kväve den största retentionsfaktorn. De våtmarker som undersöktes var dock ursprungligen anlagda för retention av jordpartiklar och fosfor. I andra studier t.ex. utförda av Saunders och Kalff (2001) och Wedding (2001) har sedimentation av kväve ansetts vara en mindre viktig retentionsprocess. Enligt Braskerud (2002) kan sedimentation vara mindre betydelsefull i våtmarker placerade i vattendrag med lite erosion. En annan orsak till skillnaderna mellan undersökningarna kan vara skillnader i mätteknik, enligt Braskerud (2002), som menar att de andra studiernas mätteknik kan ha gjort att kvävetransporter vid avrinning p.g.a. häftigt regn underskattats.

En hög ytspecifik retention av kväve är möjlig när kväve tillförs och bortförs de effektiva zonerna med hög hastighet. Den korta uppehållstiden medför en låg relativ avskiljning. Om den ytspecifika retentionen ökar så minskar den relativa retentionen, enligt data från några undersökta dammar och sjöar i Skåne (Tonderski et al. 2002). Även studier som genomförts i Sverige och Norge (bl.a. Wedding, 2001; Braskerud, 2002) tyder på att den relativa retentionen minskar med ökat flöde av vatten in i våtmarken.

2.2.3 Fosforretention

Fosfor transporteras till våtmarker som löst fosfat (PO_4^{3-}), lösta organiska föreningar och bundet till partiklar (Leonardsson, 2002). En stor andel, mer än 90%, av fosfor i sötvatten föreligger i organisk form. (Wetzel, 1983) Fosfor fastläggs främst genom upptag av växter och bakterier, komplexbildning och sedimentation, där den senare processen oftast står för merparten av retentionen. Fosfor är ofta det begränsande näringsämnet i sötvattensmiljöer, vilket medför konkurrens om varje fosfatmolekyl som tillförs systemet och snabbt binds in i biomassa. Fosforföreningar är mycket reaktiva och bildar komplex med organiska och oorganiska ämnen i vatten, sediment och jord (Leonardsson, 2002). Sorption till jord kan leda till bortförande av fosfor från vattenfasen under en nyanlagd våtmarks första tid, men denna delvis reversibla lagring blir så småningom mättad (Kadlec, 2005). Organiskt bunden fosfor samt fosfor bunden i mineralkomplex, t.ex. adsorberad till järnhydroxider, kan bindas in i sedimenten (Leonardsson, 2002). På så sätt lagras 10-20% av den fosfor växter assimilerat in i sedimenten när växterna bryts ned (Kadlec, 2005). Denna inlagring är långvarig och fosfor undandras mer eller mindre permanent från biologiska processer (Leonardsson, 2002).

I små våtmarker utgör inlagring i sediment den viktigaste retentionsprocessen för fosfor (Braskerud, 2002). För att uppnå sedimentation av fosfor i en våtmark krävs att inkommande vatten innehåller stora mängder av jordaggregat och partiklar, samt att uppehållstiden är tillräckligt lång för att sedimentation ska hinna ske. En regelbunden utgrävning av sediment kan dessutom vara nödvändig för att få en bestående rening av fosfor (Jordbruksverket, 2004).

Våtmarker som konstrueras för kväveretention från diffusa källor (t.ex. jordbruksmark) kan i % av belastningen vara mer effektiva på fosforretention än kväveretention på avrinningsområdesskala (Tonderski et al, 2005). Enligt Jordbruksverket (2004) är det dock vad gäller många våtmarker i odlingslandskapet, osäkert om de har någon renande effekt med avseende på fosfor.

2.3 Lokalisering av våtmarker

Ett frivilligt intresse krävs idag från markägare för att en arbetsprocess ska påbörjas som sedan resulterar i en nyanlagd våtmark. Andra faktorer än att marken är ekologiskt och miljömässigt lämplig kan styra en markägare till att anmäla sitt intresse, t.ex. att en vattenspiegel nära fastigheten av många anses som trivselhöjande. Detta leder till att våtmarker inte alltid anläggs där störst nytta i form av växtnäringsreduktion eller biologisk mångfald uppnås (Collentine & Hannerz, 2003). Jordbruksverket har tagit fram kriterier för våtmarksplacering i både regional- och lokal skala (Jordbruksverket, 2004).

2.3.1 Våtmarksplacering i regional skala

Kriterier på makronivå används för att definiera vilka geografiska områden i Sverige där våtmarker generellt sett gör mest nytta.

På makronivån är syftet att placera våtmarker så att kust och hav skyddas, samt de stora sjöar som ligger i det känsliga området enligt nitratdirektivet, d.v.s. Mälaren och Hjälmaren. Jordbruksverket har givit förslag på prioriterade områden i Sverige och delat in dessa i tre olika klasser, där prioriteringsområde 1 prioriteras högst. Förutom kustområden ingår områden med stor andel jordbruksmark där avrinningen sker till Vätern, Mälaren eller Hjälmaren, dessa områden klassas som prioriteringsområde 3. Lidans avrinningsområde är ett sådant område (Jordbruksverket, 2004)

Mälaren och Hjälmaren prioriteras främst för deras egen skull eftersom sjöarna, åtminstone lokalt, kan påverkas negativt av en hög näringsbelastning. Vätern ingår p.g.a. att avrinningen från sjön påverkar Västerhavet påtagligt (Jordbruksverket, 2004).

2.3.2 Våtmarksplacering i lokal skala

Även om våtmarker placeras i prioriterade geografiska områden räcker inte detta för att få en stor effekt på retentionen, utan även placeringen i landskapet (mikronivån) kan vara helt avgörande.

Ett antal kriterier kan användas vid prioritering mellan olika lägen. Tre faktorer är särskilt viktiga för näringsretention i våtmarker:

- Belastningen av näringsämnen
- Vattnets uppehållstid i våtmarken och den hydrauliska belastningen
- Avståndet till recipienten

Dessa faktorer ska alltid beaktas vid prioritering av lägen för våtmarker med avseende på näringsretention (Jordbruksverket, 2004).

Belastningen av näringsämnen bestäms dels av den hydrauliska belastningen, d.v.s. den mängd vatten som rinner in i våtmarken per tidsenhet, dels av koncentrationen av näringsämnen i det inflödande vattnet (Jordbruksverket, 2004). Den hydrauliska belastningen påverkar inte enbart belastningen på våtmarken utan även den relativa kväveretentionen. Reaktions tiden i våtmarken, uppehållstiden, blir kort vid höga flöden och lång vid låga flöden. En hög hydraulisk belastning medför därmed en lägre relativ kväveretention (Saunders & Kalff, 2001).

Vid prioritering av lägen är mätdata över vattenflöde samt kväve- och fosforkoncentrationer i vattendragen det säkraste underlaget för att bedöma belastningen. Sådana data finns dock sällan. Om mätdata inte är tillgängliga så finns det faktorer, som har direkt samband med belastningen av näringsämnen, som kan användas för att välja läge. Den hydrauliska belastningen styrs till stor del av storleken på tillrinningsområdet. Ett stort tillrinningsområde innebär en högre hydraulisk

belastning. Ett så stort tillrinningsområde som möjligt bör således eftersträvas vid våtmarksplacering. Detta förutsatt att uppehållstiden bedöms som rimlig, utifrån kostnader och risk för ursköljning av sedimenterade näringsämnen, samt att vattnet i huvudsak kommer från åkermark. Enligt Jordbruksverket (2004) bör tillrinningsområdet med avseende på kostnadseffektivitet minst vara 50 hektar och gärna över 150 hektar, om det inte rör sig om mycket höga näringskoncentrationer då även ett tillrinningsområde som är mindre än 50 hektar kan vara aktuellt.

Förutom storleken på tillrinningsområdet så påverkar bl.a. markanvändning, landskapets lutning och jordarter belastningen. Med hänsyn till kostnadseffektiviteten bör enligt Jordbruksverket (2004) riktvärdet vara att medelhalten av totalkväve i inkommande vatten ska vara minst 5 mg kväve/l för att anläggningen av en våtmark för kväveretention ska vara motiverad. Studier har visat att för att nå så höga medelhalter i vatten bör generellt sett minst 70% av andelen mark i tillrinningsområdet vara åkermark (Kyllmar & Johnsson, 1998). Detta eftersom halterna av näringsämnen i vattendrag ofta är höga i jordbruksbygder med intensiv produktion. Faktorer som påverkar halten av kväve i avrinnande vatten från åkermark är bl.a. djurtäthet, jordart, samt andel ettåriga grödor. Lokalisering av våtmarker kan vara motiverad även om andelen åkermark är lägre än 70%, ifall övriga faktorer tyder på stor näringsämnesutlakning (Jordbruksverket, 2004).

En lätt jord läcker mer kväve än en tyngre, vilket gör att områden med lätta jordar är mer lämpade för våtmarksplacering. Men det är svårare att anlägga våtmarker på jordar med lågt lerinnehåll eftersom vallar och botten lätt blir otäta. Om täta jordarter behöver transporteras till platsen blir detta lätt en stor extrakostnad. Jordarten påverkar också fosforutlakningen samt hur väl våtmarken kan fungera som fosforfälla. Om jorden har hög fosforhalt bör man undvika våtmarksplacering på den platsen, om inte matjordslagret tas bort (Koskiahio et al. 2003).

Man bör försöka välja områden där en betydande del av årsavrinningen sker under sommaren. Detta eftersom temperaturen är högst under sommaren vilket medför att denitrifikationen är störst (Wittgren et al. 2002). Alltför låga sommarflöden bör dessutom undvikas, eftersom det finns risk för så låg syrgashalt att fosfor frigörs från bottensedimenten (Jordbruksverket, 2004).

Avståndet till recipienten påverkar effekten av anlagda våtmarker. En placering nära recipienten är mer angelägen än en placering där vattnet färdas längre väg och förutsättningarna för naturlig retention är goda. Detta givet att förutsättningarna i övrigt är identiska. I en del fall är det positivt att anlägga våtmarker nära källan. Detta behöver inte innebära en direkt motsägelse till kriteriet att placera våtmarker nära recipienten. Det är dock viktigt att tänka på att alla tre ovan nämnda faktorer (belastning av näringsämnen, uppehållstid/hydrologisk belastning samt avstånd till recipienten) behöver beaktas vid val av placering. Exempel på lokala kvävekällor är öppna diken, kulvertar och större stamledningar. Förutsättningarna för sedimentation förbättras om våtmarker anläggs nära sådana källor, eftersom man undviker en utspädning av näring samt att leraggregat bryts upp (Jordbruksverket, 2004). Det är även lämpligt att anlägga våtmarker vid punktutsläpp. Då kan retention ske innan vattnet når vattendraget. Genom att placera våtmarker i fältens kanter eller i svackor, där dräneringsförhållanden ändå är dåliga, kan många gånger påverkan på jordbruksdriften minimeras. Ett annat alternativ är att markägare tillsammans anlägger en våtmark som ligger på fastighetsgränsen. Tyvärr ligger ofta det tekniskt sätt bästa läget mitt ute på åkern, på en sträcka som är kulverterad. Då finns risk för konflikter mellan intresset för våtmarker och intresset för odling (Hagerberg et al, 2004). Det är även viktigt att bedöma naturvärden då arter kan försvinna eller komma till när en våtmark anläggs.

Förutom en hög effektiv rening är även kostnaden per renat kilogram kväve avgörande vad gäller våtmarksplacering. Våtmarker eller dammar bör placeras där kostnadseffektiviteten är hög med

avseende på nyttan för miljö och naturvård. En hög kostnadseffektivitet för en våtmark anlagd för näringsämnesreduktion innebär en hög retention i förhållande till kostnaderna för våtmarken. Till kostnaderna hör projekteringskostnader, anläggningskostnader (inkl. ersättning för marken) och skötselkostnader. Kostnader för anläggningsarbetet påverkas av topografi och markförhållanden. Den stora kostnaden vid anläggning av våtmarker är grävning. Det är därför bra om våtmarker kan anläggas i svackor eller dalgångar för att minimera grävarbetet. Dämning ger lägre anläggningskostnader eftersom grävning då endast behövs för att få material för att bygga vallar. Dämning lämpar sig bäst om det finns nivåskillnader i landskapet, och då behöver inte dräneringsförhållandena kring våtmarken påverkas särskilt mycket. Om landskapet är platt är det svårt att anlägga våtmarker med dämning, eftersom man då påverkar markavvattningen på stora områden uppströms (Jordbruksverket, 2004). Ibland är det inte lämpligt att dämna ett vattendrag t.ex. på grund av vandrande fisk eller för att detta kan förstöra omkringliggande åkermark. Ett alternativ kan då vara att anlägga en sidodamm, som bara mottar en del av flödet från vattendraget. En sådan våtmark kallas ofta för ”by-pass” våtmark eller sidovåtmark.

2.4 Utformning av våtmarker

2.4.1 Växter

Vattendjupet påverkar de stora vattenväxterna. Medeldjupet bör inte vara större än 1 m för att få riklig vegetation i våtmarken (Jordbruksverket, 2004). Vid 50 cm djup går den gräns där kaveln inte längre kan växa. Vass och jättegröe klarar djup upp mot två meter. Till detta djup klarar sig också många flytbladsväxter. Undervattensväxter påverkas mer av ljusstillgången än av vattendjupet (Feuerbach, 1998). Vilka växtarter som finns i våtmarken kan påverka retentionen. I en studie av Bachand och Horne (1999) var skillnaden i nitratretention stor mellan olika växtarter.

2.4.2 Storlek och form

En stor våtmark med samma relativa retention som en liten har givetvis en större total retention. En mindre våtmark belastas dock mer vid samma placering, eftersom tillrinningsområdet storlek i förhållande till våtmarkens storlek ökar. Enligt en studie av Koskiaho et al. (2003) verkade ytförhållandet våtmark/avrinningsområde (A_w/A_c) vara den viktigaste faktorn för att uppnå en hög relativ retention. En högre kvot innebär en längre uppehållstid i våtmarken, eftersom våtmarkens volym (om konstant djup) i förhållande till den hydrauliska belastningen då är större, och därmed en ökad relativ retention. Den ytspecifika retentionen blir högre med en låg kvot d.v.s. ett stort tillrinningsområde i förhållande till våtmarken storlek (Jordbruksverket, 2004). En för liten våtmark i förhållande till tillrinningsområdets storlek kan dock medföra att även den ytspecifika retentionen blir låg. Koskiaho et al (2003) undersökte kväveretention i våtmarker i Finland. I en våtmark som hade ett stort avrinningsområde i förhållande till dess storlek var våtmarken snarare en källa för kväve än en sänka, troligtvis på grund av korta uppehållstider under perioder med hög vattenföring (Koskiaho et al., 2003). En grov tumregel är att tillrinningsområdet till en våtmark bör vara minst 100 gånger större än våtmarkens yta för att nå en så stor retention som möjligt per ytenhet (Hagerberg et al, 2004). Det är dock viktigt att beakta uppehållstiden för vattnet i våtmarker. Denna påverkas dels av dimensionering av våtmarken dels av hur hög den hydrauliska belastningen är. Arhemier och Wittgren (2002) genomförde en studie där de simulerade retentionen i våtmarker. De drog slutsatsen att våtmarken bör ha en medeluppehållstid på minst två dygn. Men retentionen kan vara hög även med kortare medeluppehållstid, enligt studier t.ex. genomförda av Wedding (2003).

I Skandinavien sker den högsta avrinningen vanligtvis kring snösmältningen under våren och på hösten. Mitt under sommaren och mitt under vintern är avrinningen i regel lägre och kan till och med sjunka till noll i små avrinningsområden. Dimensioneringen av en våtmark bör generellt baseras på de vattenvolymer som når våtmarken under månader med de högsta flödena, eftersom en

stor del av den årliga belastningen ofta sker under dessa perioder (Koskiaho & Puustinen, 2005). Dessutom finns risk för ursköljning om våtmarkens storlek dimensioneras efter medelflöden och inte de högsta flödena (Jordbruksverket, 2005).

Inströmmande vatten bör fördelas över så stora delar av våtmarkens yta som möjligt, vilket innebär att den hydrauliska effektiviteten är hög d.v.s. att hela våtmarken utnyttjas på ett effektivt sätt (Koskiaho et al, 2003; Jordbruksverket 2005). En våtmark med omväxlande djupa och grunda partier kan, om rätt utformad, ha en god hydraulisk effektivitet. En annan effekt av djupa zoner är att de bromsar upp vattenhastigheten vilket gynnar sedimentationsprocesser (Persson & Weisner, 2002; Jordbruksverket, 2004). En djup damm som innehåller samma volym vatten som en grund damm, har en mindre area. Men i en djup damm är kontaktytan mellan vattnet, som strömmar genom våtmarken, och jorden och vegetationen mindre. Detta leder till att potentialen för fosforadsorption och denitrifikation är lägre än i den grundare dammen (Koskiaho et al. 2003). Vattendjupet har även betydelse för temperaturväxlingen. Ju djupare vatten, desto långsammare ändras temperaturen och desto senare startar den biologiska utvecklingen på våren (Feuerbach, 1998). En grundare damm har bättre förutsättningar för riklig vegetation och en hög vattentemperatur, vilket är positivt med avseende på både näringsretention och biologisk mångfald. De grundare partierna bör inte vara djupare än 0,5 m och de djupare partierna 1-1,5 m. Detta ger en minskad risk för kanalisering samt en varierad växtlighet (Jordbruksverket, 2004).

2.5 Våtmarkers reningskapacitet

Uppgifterna på hur mycket fosfor och kväve som kan avskiljas i en våtmark varierar kraftigt. I en studie genomförd av Tonderski et al avskiljde en modellerad våtmark i Ruv i Västra Götaland 221 kg kväve/ha och år (Tonderski et al, 2002). Jordbruksverket har gjort en skattning att i medeltal 200 kg kväve/ha och år skulle kunna avskiljas i Skåne, Halland och Blekinge. Då retentionen påverkas av klimatet antog man en lägre avskiljningsnivå, 150 kg kväve/ha och år, i övriga Götaland och i Svealand (Jordbruksverket, 2000). Enligt Wittgren et al (2002) kan våtmarker av typen öppna dammar i jordbrukslandskapet antas avskilja mellan 400 och 1000 kg N/ha och år om optimalt placerade. Osäkerheten är dock stor och provtagning i anlagda våtmarker bör ske med högre frekvens än idag, för att det ska vara möjligt att göra tillförlitliga beräkningar av kväveavskiljningen (Wittgren et al, 2002).

I en utvärdering genomförd på uppdrag av Naturvårdsverket av våtmarker som skapats med stöd från lokala investeringsprogram (LIP) och landsbygdsutvecklingsstöd, gjordes modellberäkningar av anlagda våtmarkers kväveretention. Mer än 88% av våtmarkerna som var anlagda med LIP-stöd hade en kväveretention på över 200 kg N/ha och år. 97% av LIP våtmarkerna var anlagda med näringsretention som huvudsakligt syfte. Deras genomsnittliga uppmätta storlek var 0,4 ha (Naturvårdsverket, 2004).

2.6 Våtmarksanläggning i Västra Götaland i nuläge

I den ovan nämnda utvärderingen av våtmarker som skapats med LIP- stöd och landsbygdsutvecklingsstöd studerades slumpvis utvalda våtmarker i olika regioner. Bland de 13 våtmarker i Västra Götaland som ingick i undersökningen var dämning den vanligaste anläggningstekniken (80%). I Halland, Blekinge och Skåne var endast 11% av våtmarkerna anlagda genom enbart dämning. I västra Götaland var ca 75% av våtmarkerna placerade direkt i större diken eller vattendrag och inga våtmarker mottog vatten huvudsakligen eller enbart från dräneringsrör. En av de 13 våtmarkerna i Västra Götaland var anlagd som sidodamm, d.v.s. den tar endast emot ett delflöde från vattendraget (Naturvårdsverket, 2004).

3 Områdesbeskrivning

3.1 Lidan

Detta arbete fokuserar på Lidans avrinningsområde. Lidan är en å, som har sitt avrinningsområde söder om Vänern och rinner ut i Vänern i Lidköping. Avrinningsområdet är 2 268 hektar stort och drygt hälften (ca 54%) av den totala arealen i avrinningsområdet utgörs av jordbruksmark (åker- och betesmark). Åkermarken bidrar till 83% av kvävetillförseln och 63% av fosfortillförseln inom vattensystemet (Sonesten et al., 2004). Trots flertalet små och medelstora punktkällor i området utgör de endast 5-6% av den totala näringsbelastningen p.g.a. det stora närsaltsläckaget från åkermarken. Enskilda avlopp bidrar till en betydande del av fosforbelastningen, 21 % (Sonesten et al., 2004). Utflödet av kväve och fosfor via Lidan till Vänern är mycket stort. Under 2004 transporterades 2051 ton kväve och 44,5 ton fosfor ut i Vänern via Lidan. Fosforhalterna i Lidan visar en sjunkande trend sedan 70-talet, då fosforrening infördes vid många avloppsreningsverk. För kväve har man inte sett någon minskande trend (Lidköpings kommun, 2004).

I Lidans avrinningsområde har stora arealer våta marker utdikats och sjöar sänkts sedan 1800- talets början. Enligt en studie, där kartmaterial från 1800-talets början jämfördes med kartor från 1990, hade ca 19 600 ha våta marker och 1760 ha sjö försvunnit under tidsperioden. Siffrorna är dock osäkra, p.g.a. brister i kartmaterialet (Länsstyrelsen i Västra Götaland, 2004). Lidans avrinningsområde ligger i ett område som enligt jordbruksverket ska prioriteras för våtmarksanläggning med näringsreduktion som huvudsyfte (Jordbruksverket, 2004).

I de nedre delarna av avrinningsområdet finns raviner och stora delar av dessa är av riksintresse för naturvård. Detta område är 3603 ha stort med höjdskillnader i ravinsystemet upp till 20 m. Slutningarna i de djupt nedskurna ravinerna är branta och mestadels välhävda och ån är delvis meandrande. Det är dels odlingslandskapet med åkerbruk och naturbetesmarker som är skyddsvärd och dels vattendraget. I naturbetesmarkerna finns artrika områden, med arter som t.ex. slätterfibbla och stagg. Lidans nedre delar är lekområden för ett flertal fiskarter i Vänern, bl.a. asp (Länsstyrelsen i Västra Götaland, 06.05.18). Schaktning och andra ingrepp som skadar ytformen eller naturvärdena är negativa för områdets värden. Även en förändring av vattendragens sträckning eller bottenprofil är negativ, samt vattenreglering och vandringshinder.

4 Material och metoder

4.1 Fyrisåmodellen

I detta arbete införlivades en funktion, som beskriver retention av kväve och fosfor i våtmarker, i Fyrisåmodellen (Hansson et al. 2006). Fyrisåmodellen är en dynamisk modell som ursprungligen utvecklades av Hans Kvarnäs på Institutionen för miljöanalys, SLU, för att simulera källfördelade kväve- och fosfortransporter i Fyrisåns avrinningsområde. Modellen har efter den första tillämpningen vidareutvecklats och tillämpats på andra avrinningsområden t.ex. Vätterns, Storsjöns, Vänerns samt för Göta älvs avrinningsområde. År 2006 lades modellen upp på en ny plattform och med ett nytt gränssnitt (Hansson et al. 2006).

Fyrisåmodellen beräknar källfördelade transporter av kväve och fosfor i vattendrag. Ur resultaten kan förutom fördelning på olika källor (olika markslag, deposition samt punktkällor) även retentionen i vattendrag och sjöar beräknas. I modellen behandlas varje delavrinningsområde som en beräkningsmodul. Lidans avrinningsområde har delats upp i 72 delavrinningsområden. Det är samma uppdelning som i Sonesten et al (2002). Alla delavrinningsområden länkas sedan samman

till ett nätverk som tillsammans bygger upp modellen. Modellen beräknar materialbalansen för varje delavrinningsområde och månad. Skillnaden mellan bruttotillförsel och retention är den mängd näring som lämnar delavrinningsområdet och förs vidare till nästa delavrinningsområde i nätverket. Retentionen i Fyrisåmodellen beräknas som en funktion av sjöyta, vattendragsyta, belastning av näringsämnen, vattenflöde och vattentemperatur. Modellen kalibreras mot mätserier av uppmätta kväve och fosforhalter genom att justera två parametrar: kv (sedimentationsparameter) och co (temperaturparameter) (Hansson et al, 2006). För ekvationer, se bilaga 1.

I Lidans avrinningsområde finns en större sjö, Hornborgarsjön. Transporten av näringsämnen samt retentionen för större sjöar beräknas i Fyrisåmodellen i en separat sjömodul, som kopplas ihop med den landmodul som representerar det delavrinningsområde där sjön ligger. Modellen förutsätter att sådana sjömodul-sjöar ligger längst ner i delavrinningsområdet och således mottar hela belastningen från landmodulen.

De data som behövs för att kalibrera och driva modellen kan delas upp i data som förändras med tiden och data som anses vara konstanta under den undersökta tidsperioden. Tidsberoende data är vattentemperatur, vattenföring, uppmätta koncentrationer kväve och fosfor, transporter (som beräknas ur mätserier av koncentrationer och vattenföring) samt punktsläpp. Exempel på tidskonstanta data är markanvändning, arealer, vattendragslängd och vattendragsbredd (Hansson et al, 2006). Till simuleringarna i detta projekt användes befintliga data som inhämtades från Sonesten et al (2002). Data är från 1985 t.o.m. 1999. Det finns endast behov av att komplettera med ny data, om det skett stora förändringar i utsläppsmängder. Markanvändningen i dag bedöms vara ganska lik den under 1990 talet och därför inskaffades inte ny data inom detta område. Inom ramen för detta projekt fanns ej tidsutrymme för att undersöka ev. utsläppsförändringar från de mindre punktkällorna. De stora reningsverken, i Skara, Falköping och Vara tillfrågades dock om utsläppsdata. Nya mätserier för Skara reningsverk i Dofsans avrinningsområde var lika de gamla, och därför kompletterades inte tidsserierna. Falköping och Vara svarade tyvärr inte på förfrågan.

4.1.1 Kväveretentionsekvation för våtmarker

Den våtmarksfunktion som införlivats i Fyrisåmodellen är baserad på ekvationer publicerade av Kadlec och Knight (1996) och Arheimer och Wittgren (2002). Funktionen beräknar koncentrationen i utgående vatten från våtmarken, med ekvation 1. För härledning av ekvationen, se bilaga 2.

$$\frac{C_{(T)}}{C_i} = e^{\left(-\frac{kat}{d} \cdot \frac{V}{Q}\right)}$$

Ekvation 1.

C_i är koncentrationen av kväve vid tidsperiodens start (kg/m^3) och $C_{(T)}$ koncentrationen vid utloppet. d är medeldjupet i våtmarken (m), V är volymen (m^3) och Q är vattenflödet (m^3/dygn). $kat=ka \cdot T$, där T är vattentemperatur i våtmarken och ka är en konstant (m/dygn). Värdet på ka som använts ($0,023 \text{ m}/\text{dygn}$) är framtaget av Arheimer och Wittgren (2002).

Vattenflödet beräknades som ett medelvärde för varje månad. Flödet ut ur våtmarken antas vara samma som inflödet, det vill säga våtmarkens volym förändras inte med tiden. Detta är en förenkling av verkligheten. Retention i mängd kväve per våtmark och tidsenhet kan därmed beräknas genom att skillnaderna i ämneskoncentration mellan inlopp och utlopp multipliceras med flödet.

Retentionen beräknas med ekvation 2.

$$retention = Q * (C_i - C_{(T)})$$

Ekvation 2.

Retentionen anges i kg/mån, flödet i m³/mån samt C_i och $C(T)$ i kg/m³.

4.1.2 Modellkalibrering

Modellen kalibrerades mot data från mätstationer i vattendrag inom avrinningsområdet. I den nya versionen av Fyrisåmodellen (Hansson et al, 2006) finns två olika sätt att kalibrera, antingen manuellt eller indirekt med Monte Carlo simulering.

I den manuella kalibreringen förändras parametrarna co och kv manuellt mellan simuleringarna. kv är en sedimentationsparameter och co styr hur kraftigt retentionen minskar vid temperaturer under 20°C. Monte Carlo simulering innebär att värden på parametrarna slumpmässigt väljs inom ett visst angivet intervall (Hansson et al, 2006). Resultatet kan redovisas i diagram, där information kan utläsas om vilka parametervärden som ger bäst överensstämmelse med mätdata. Dessa parametervärden används sedan för att kalibrera modellen (Hansson et al., 2006).

Kalibreringen gjordes för perioden 1985-1999 med avseende på parametrarna kv och co .

4.1.3 Uppehållstid och hydraulisk effektivitet

Den tid som retentionen kan verka på kvävet i vattnet som rinner in i våtmarken är lika med uppehållstiden för vattnet. En vanligt förekommande definition på uppehållstiden i våtmarker är ekvation 3:

$$T = \frac{V}{Q}$$

Ekvation 3. Kadlec och Knight (1996)

där V är våtmarkens volym. T = den nominella, teoretiska uppehållstiden. Q = flödet (Kadlec & Knight, 1996).

Vissa vattenpaket passerar våtmarken snabbare än den teoretiska uppehållstiden (T), medan andra passerar långsammare. Detta beror bl.a. på dispersion orsakad av ojämna flödes hastigheter, vind och effekter av inlopp och utlopp. Det finns dessutom "döda zoner" i dammar, där vatten recirkulerar. Dessa zoner ingår inte i den volymen där vatten passerar på väg mot utloppet. Den effektiva volymen V_{eff} är således mindre än den totala (V) och medeluppehållstiden, tao , är kortare än T . Den hydrauliska effektiviteten (e): tao/T , beskriver delvis skillnaderna mellan rådande och idealt flöde och är lika med kvoten mellan V_{eff} och V , se ekvation 4. (Thackston et al., 1987)

$$\frac{tao}{T} = \frac{V_{eff}}{V} = e$$

Ekvation 4. Thackston et al. (1987)

e är den hydrauliska effektiviteten.

Thackston et al. (1987) sammanfattade data från spårämnesförsök i dammar och fann att förhållandet mellan våtmarkens längd och bredd (l/b), längdbreddkvot, hade störst påverkan på den

hydrauliska effektiviteten. Även vind och djup hade viss påverkan. En förenklad ekvation som beskriver förhållandet mellan den hydrauliska effektiviteten och l/b togs fram av Thackston et al. (1987), ekvation 5.

$$e = 0,84 * \left(1 - e^{\left(-0,59 * \frac{l}{b} \right)} \right)$$

Ekvation 5. Thackston et al (1987).

Den effektiva volymen V_{eff} är lika med den totala volymen V multiplicerat med den effektiva volymkvoten. Om detta samband läggs in i ekvation 3, fås följande ekvation:

$$tao = \frac{V * e}{Q}$$

Ekvation 6. Thackston et al (1987)

I ekvation 1 kan kvoten av volymen dividerad med flödet bytas ut mot uttrycket i högerled i ekvation 6. Då har den teoretiska uppehållstiden ersatts mot medeluppehållstiden.

4.1.4 Våtmark i Fyrisåmodellen

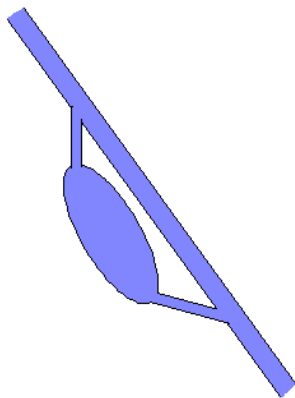
Ekvation 1 och 2 har använts för att skapa en våtmarksfunktion i Fyrisåmodellen. Med denna funktion kan effekten av anlagda våtmarker simuleras direkt i modellen. Ekvation 1 används för att beräkna medelkoncentrationen av kväve för varje månad i utloppet. Med ekvation 2 beräknas den månatliga retentionen. ka gavs värdet 0,0023 m/dygn, vilket är hämtat från Arrhemiers och Wittgrens (2002) simultankalibrering av ka baserad på data från sex befintliga våtmarker i Skåne och Halland. Vattentemperaturdata kan vara svårt att få tag på, då vattentemperaturmätningar inte utförs i samma utsträckning som lufttemperaturmätningar. I simuleringarna används vattentemperaturdata från vattendraget Ölman, som mynnar i norra Väneren.

I ekvation 1 används den teoretiska uppehållstiden. Detta p.g.a. att när värdet på koefficienten ka kalibrerats fram av Arrhemier och Wittgren (2002) har inte något uttryck för den effektiva volymen använts. Då mätdata från olika våtmarker med olika längdbreddkvoter (l/b) användes när de kalibrerade fram ka värdet, har dessa våtmarkers hydrauliska effektivitet påverkat konstanten.

Modellen tar inte hänsyn till kvävedepositen på våtmarksytan, som uppskattningsvis är ca 7-9 kg N/ha och år i området (IVL, 2004). Detta anses försumbart i jämförelse med belastningen på de potentiella våtmarkerna med inkommande vatten på tusentals kg N/ha och år.

Med den ekvation som används i modellen (ekvation 1) minskar den relativa retentionen med en ökad hydraulisk belastning.

Andelen av flödet i vattendraget som släpps in i våtmarken kan styras med modellen. En våtmark som endast tar emot en del av flödet innebär i praktiken en sidodamm, ofta kallad för by-pass våtmark eller sidovåtmark (se figur 1).



Figur 1. Schematisk skiss, sidovåtmark.

I Sonesten et al (2004) modellerades transporter av kväve och fosfor i Göta älvs avrinningsområde. Ett våtmarksscenario testades där 3% av åkerarealen i varje avrinningsområde ersattes med våtmarker. I det scenariot fanns ingen speciell ekvation för våtmarker utan samma retentionsekvation (se bilaga 1) som används till alla vattendrag och sjöar i Fyrisåmodellen användes. Denna retentionsekvation kalibreras mot mätdata från vattendragen, för att få bästa möjliga anpassning mellan modellerade och uppmätta kväve- och fosforhalter. Med detta förfarande kan retentionen ha över- eller underskattats, om tillförseln från någon källa har över- eller underskattats. Retentionen i sjöar och vattendrag i Fyrisåmodellen inkluderar således både den verkliga retentionen samt det ackumulerade felet i skattningen av tillförseln från olika källor.

4.2 Jämförelse- retentionsekvation och mätdata

Beräkningar med Fyrisåmodellens retentionsekvation för våtmarker jämfördes med månadsmedelvärden baserade på mätningar från tre våtmarker i Skåne: Råbytorp, Slogstorp och Genarp. I figur 3 och 4 redovisas resultat av jämförelsen för perioden augusti 98 - juli 01. Råbytorp är en av de våtmarker som ingick i Arheimers och Wittgrens (2002) kalibrering av ka .

4.3 Uppehållstidsberäkningar

Arheimer och Wittgren (2002) drog utifrån simuleringar slutsatsen att en våtmarks uppehållstid bör vara större än 2 dygn i medel per år. Den våtmarksarea som krävs i avrinningsområdets utlopp för att uppfylla detta kriterium undersöktes. Uppehållstiden beräknades på två olika sätt, utifrån medelflödet under år 1999. Dels beräknades den nominella uppehållstiden (T), dels medeluppehållstiden enligt Thackston (tao) (ekvation 5 och 6). År 1999 var ett år med hög medelvattenföring under januari, som är den månad då medelflödet i snitt är som störst i Lidan. Förutom att undersöka den våtmarksarea som krävdes för att uppnå en medeluppehållstid över året på två dygn undersöktes hur stor area som krävdes för att uppnå detta varje enskild månad.

4.4 Scenariosimuleringar

Tabell 1. De olika scenarier som simulerades. I alla scenarios ersattes åkerareal med våtmarker, förutom i ett scenario (1c) där även betesmark ersattes med våtmark.

Scenario nr.	Beskrivning
1a	3% av åkermarken ersätts med våtmark. Våtmarkerna hanteras som små, grunda sjöar med Fyrisåmodellens retentionsfunktion.
1b	3% av åkermarken ersätts med våtmark. Våtmarksmodulen används.
1c	Läckage av N från 3% jordbruks- respektive betesmark simuleras.
2a	10 hektar (ha) våtmarker placeras i de 17 avrinningsområden som enligt Sonesten et al (2004) har högst belastning av N på Vänern.
2b	170 ha fördelas på alla delavrinningsområden.
3	10 ha våtmark placeras i de 17 avrinningsområden där mer än 40% av vattendragets sträckning uppfyller jordbruksverkets kriterier på ett avrinningsområde om minst 50 ha samt minst 70% åkermark.
4	10 ha våtmark placeras i de 12 delavrinningsområden där årsmedelkoncentrationen totalkväve i utloppspunkten är minst 5 mg/l.
5	Våtmarker placeras i tre olika delavrinningsområden för att utreda effekten av våtmarker uppströms en våtmark.
6	10 ha våtmark simulerades i vart och ett av de 72 delavrinningsområdena.

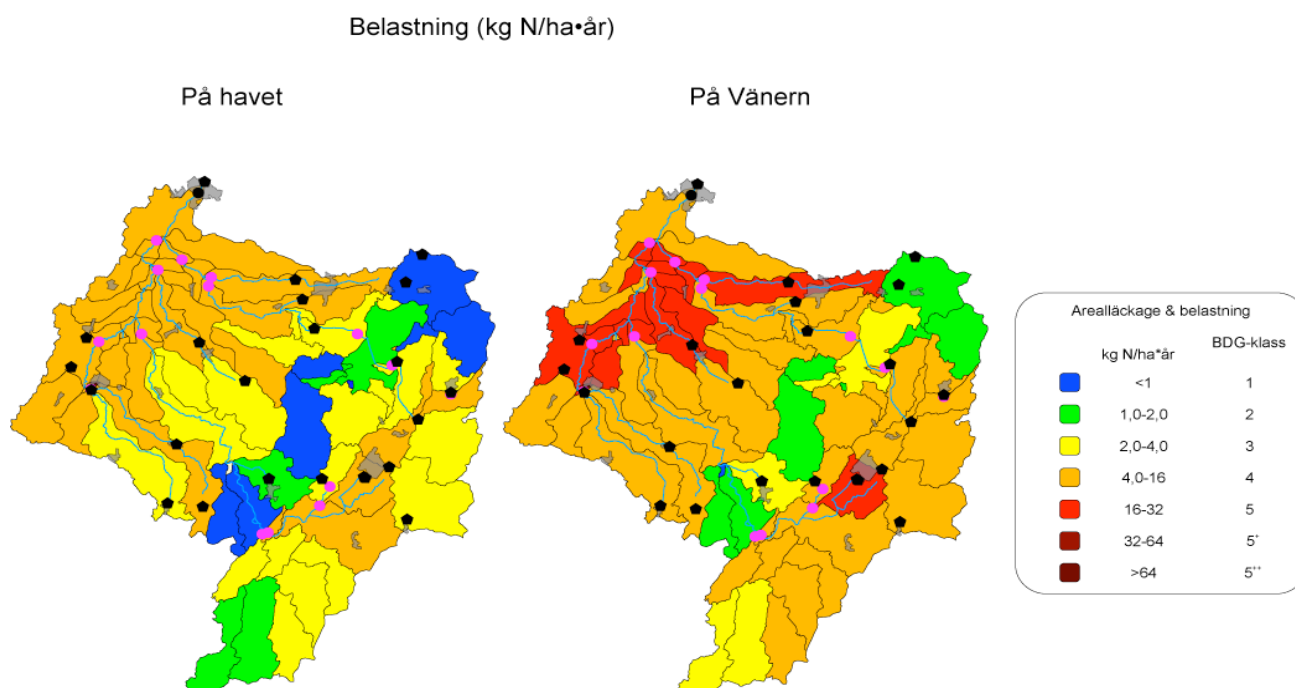
4.4.1 Scenario 1

Eftersom simuleringarna gjordes med den nya versionen av Fyrisåmodellen (Hansson et al, 2006) genomfördes först samma våtmarkssimulering som Sonesten et al (2004). Scenariot innebär att 3% av åkermarken i varje delavrinningsområde omvandlas till våtmarker. Detta gjordes dels som i den ursprungliga simuleringen där våtmarker hanterades som sjöar (scenario 1a) och dels med den nya retentionsfunktionen för våtmarker (scenario 1b). Våtmarkernas djup sattes till 1 meter. I scenario 1c genomfördes en simulering där betesmark i stället för åkermark ersattes med våtmarker. I sju delavrinningsområden fanns inte tillräckligt mycket betesmark. Där togs all betesmark bort, resterande våtmarksyta anlades på jordbruksmark. Åkermarken läcker mer näring än vad betesmarken gör. Men eftersom det är vanligt med betesmark på den ofta sluttande marken nära vattendrag är det intressant att jämföra effekten av att ta betesmark i stället för åkermark ur bruk vid våtmarksanläggning.

Sonesten et al (2004) utförde simuleringen med 1999-års utsläppsvärden normaliserat till medelklimatet och medelvattenföringen under perioden 1990-1999. I detta projekt användes en längre tidsperiod 1985-1999, eftersom data för denna längre tidsperiod fanns tillgängliga. Utsläppsvärden användes från år 1999.

4.4.2 Scenario 2

Simuleringar gjordes där våtmarker placerades i de delavrinningsområden som enligt Sonesten et al (2004) har störst bidrag till kvävebelastningen på Vänern. I figur 2, är det kartan till höger som visar nettobelastningen på Vänern från olika delavrinningsområden. I de 17 områden som på den högra kartan är rödmarkerade simulerades 10 ha stora våtmarker i scenario 2a. Detta innebär 170 ha våtmarker. I scenario 2b fördelades 170 ha våtmarker på alla delavrinningsområden. Detta innebär 2.36 ha i respektive område (i ett litet område fick våtmarken ta areal av både jordbruksmark och bete, eftersom arealen jordbruksmark inte räckte till).



Figur 2. Nettobelastning av kväve på havet och Vänern från olika delavrinningsområden uttryckt som arealläckage. (Från Sonesten et al, 2004)

4.4.3 Scenario 3

Våtmarksanläggning simulerades enligt jordbruksverkets riktlinjer. 10 ha våtmark placerades i de delavrinningsområden där mer än 40% av vattendragets sträckning uppfyller Jordbruksverkets kriterier på ett avrinningsområde om minst 50 ha varav minst 70% av arealen är åkermark. Dessa områden identifierades med GIS-analys (se avsnitt 4.5). Gränsen 40% valdes för att urskilja ett lämpligt antal delavrinningsområden.

4.4.4 Scenario 4

10 ha våtmark placerades i de 12 delavrinningsområden där den simulerade årsmedelkoncentrationen i utloppspunkten är minst 5 mg Tot-N/liter.

4.4.5 Scenario 5

En simulering genomfördes där påverkan av våtmarker uppströms i systemet på retentionen i en våtmark nedströms undersöktes. I tre av områdena i simulering 2a simulerades våtmarker. I delavrinningsområde nr 5 och nr 9, som mynnar i område 4, placerades 10 ha våtmark i vardera delavrinningsområdet. Detta jämfördes med en simulering av 10 ha våtmark i område 4, 5 och 6, samt en simulering av 10 ha i enbart område 4.

4.4.6 Scenario 6

72 simuleringar utfördes, där 10 ha våtmark placerades i tur och ordning i vart och ett av de 72 delavrinningsområdena. För att uppnå rimliga uppehållstider beräknades hur stor del av flödet i vattendraget som de 10 ha stora våtmarkerna kunde ta emot för att över året hålla en medeluppehållstid på 2 dygn. Detta innebär i praktiken att våtmarkerna anläggs i form av by-pass våtmarker, se figur 1.

4.5 GIS-analys av potentiella lägen

Med hjälp av GIS (geografiska informationssystem) gjordes en analys för att finna områden som är väl lämpade för våtmarksplacering. De faktorer som användes i analysen var:

- Andel åkermark i avrinningsområdet: ett mått på belastningen av näringsämnen
- Avrinningsområdets storlek: ett mått på den hydrauliska belastningen
- Jordart: påverkar anläggningskostnader, samt läckaget av näringsämnen
- Områden med lämplig "hydrogeologi", t.ex. utdikade våtmarker och sjöar
- Riksintressen för naturvård, kultur och friluftsliv

De delar av vattendragen som har en andel åkermark i avrinningsområdet på över 70% samt ett avrinningsområde på minst 50 ha markerades (se figur 7). Då stora delar av Lidans avrinningsområde utgörs av åkermark är det stora områden som uppfyller kriteriet på 70% av delavrinningsområdets areal.

I figur 14 har de områden som på 1800-talet var våtmarker, våta ängar eller sjöar enligt häradskartor (Länsstyrelsen i Västra Götalands län, 2004) markerats. Dessa områden lämpar sig ofta väl för våtmarksanläggning, då de har naturligt goda hydrogeologiska förutsättningar. Även områdets jordartsfördelning har markerats i GIS (figur 10).

Riksintressen för kultur, naturvård och friluftsliv har markerats i figur 11. Placering av våtmarker långt ner i system bör prioriteras. Rening nära recipienten påverkar ofta vattenkvaliteten i recipienten mer än rening längre upp i systemet. Detta eftersom den naturliga reningen i vattendraget kan verka mer om vattnet färdas längre väg (Jordbruksverket, 2004). I de nedre delarna av avrinningsområdet är dock stora delar av Lidans raviner av riksintresse för naturvård.

4.6 Fältundersökning

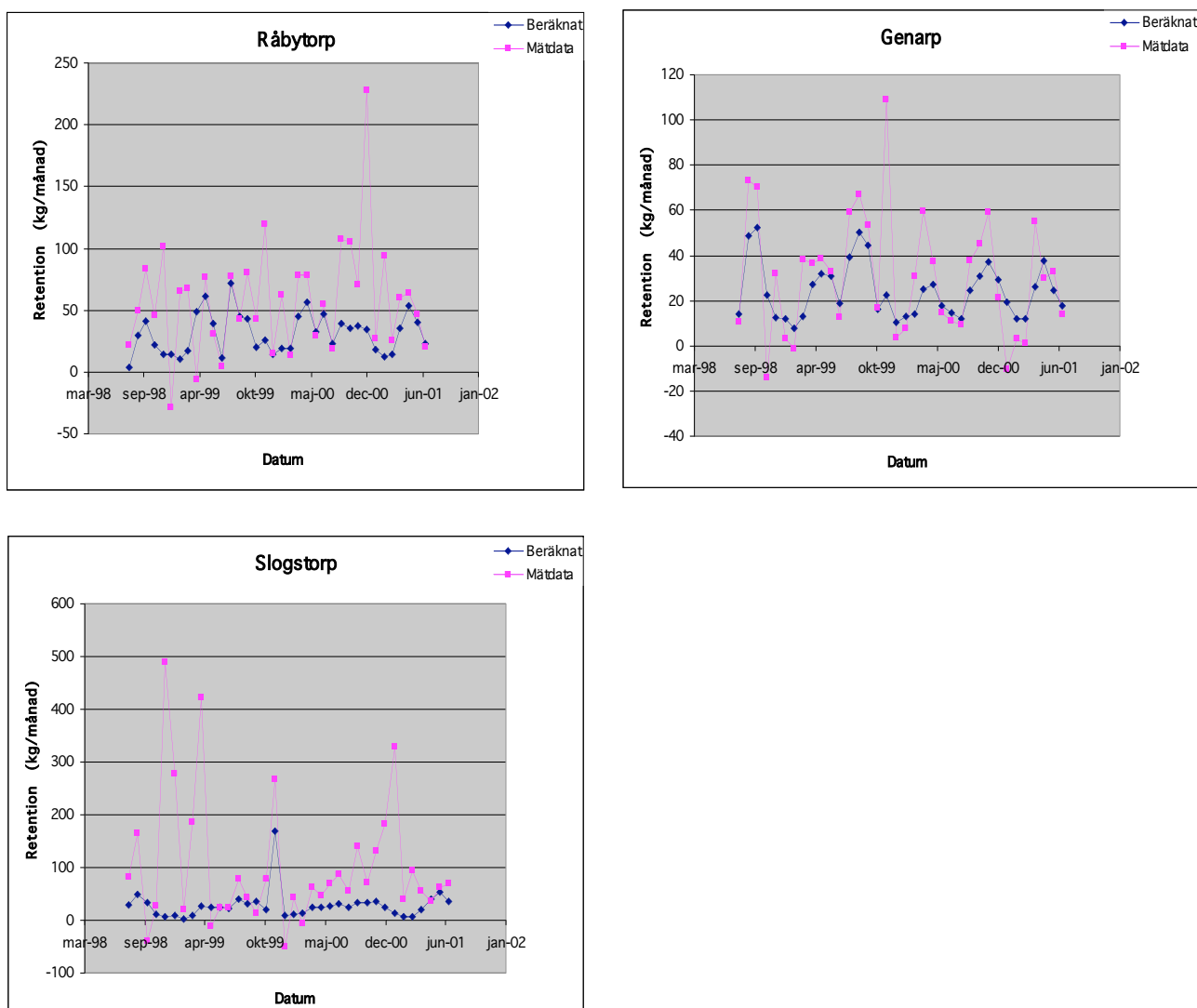
Den 4 maj 2006 genomfördes en fältundersökning i området, med fokus på Dofsans avrinningsområde samt närliggande åar. Dofsan är ett vattendrag med höga halter av kväve och fosfor, som dessutom ligger relativt långt ner i vattensystemet, d.v.s. nära Lidans utlopp i Vänern.

Några områden som med hjälp av GIS-analys identifierats som intressanta besöktes. Lennart Sundh, kassör i LidanNossans vattenvårdsförbund, guidade.

5 Resultat och diskussion

5.1 Jämförelse – våtmarksretentionsekvation och mätdata

I figur 3 jämförs värden på kväveretention beräknade med den nya retentionsekvationen för våtmarker som införlivats i Fyrisåmodellen, med värden beräknade utifrån mätdata från Wedding (2003) för tre våtmarker i Skåne: Råbytorp, Genarp och Slogstorp.



Figur 3. Jämförelse mellan kväveretention (kg/månad) beräknad med retentionsekvationen för våtmarker, som i detta arbete införlivats i Fyrisåmodellen, samt beräknad från mätdata för tre skånska våtmarker. Månadsmedelvärden från augusti 1998 t.o.m. juli 2001. Observera att y-axelns skala ej är samma i de tre olika diagrammen.

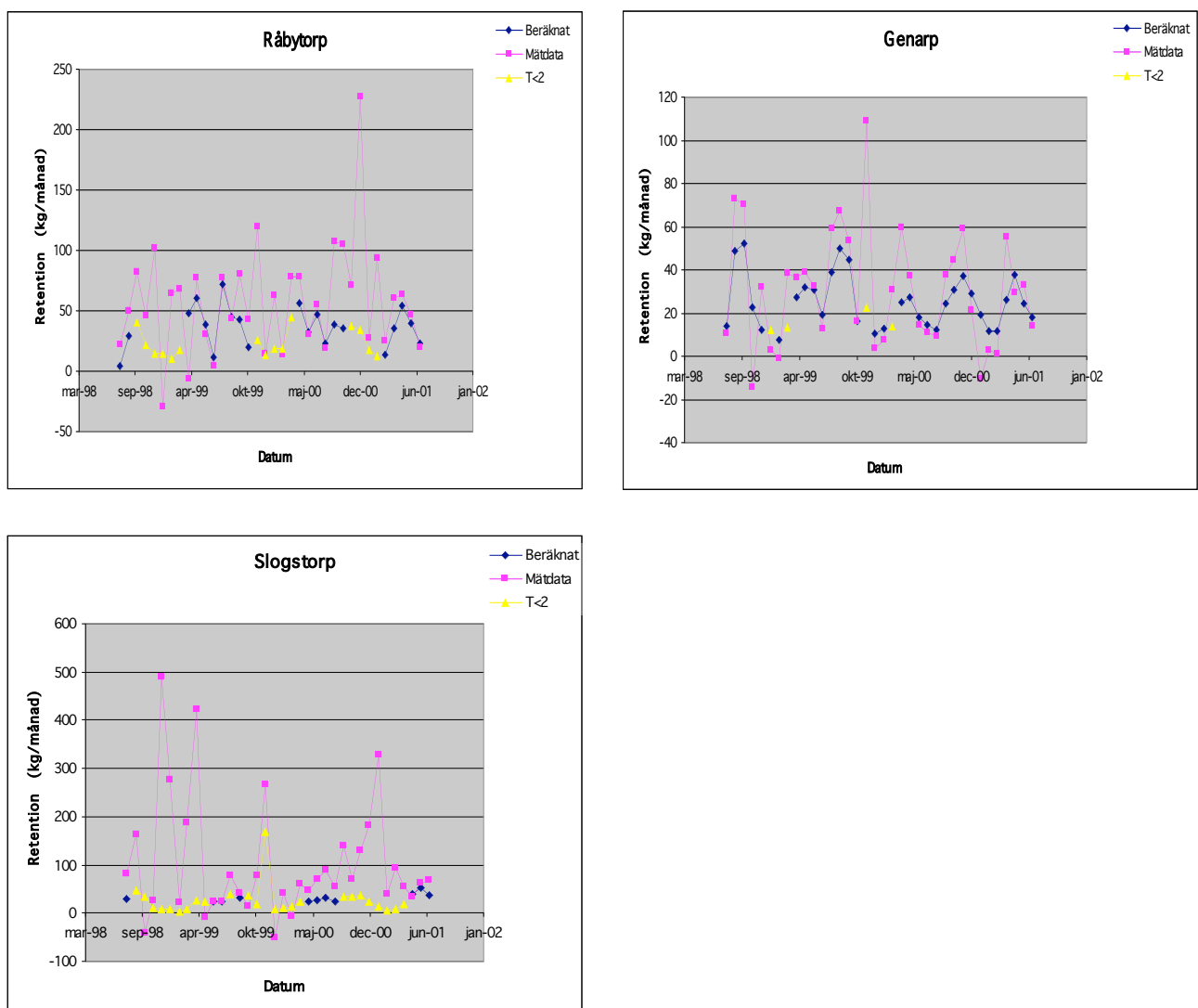
Den uppmätta retentionen är ibland negativ, vilket visar på en resuspension/erosion av sediment den månaden. Retentionsekvationen för våtmarker som införlivats i Fyrisåmodellen (ekvation 1) innehåller ingen parameter för resuspension/erosion. Detta är en begränsning, som medför att värden på retentionen aldrig kan bli negativa och överensstämmelsen mot mätdata i figur 3 blir således sämre. Målsättningen är dock givetvis att sådana förhållanden inte ska råda. Detta kan styras genom att hålla flödena in i våtmarken, och därmed även uppehållstiden, på rimliga nivåer.

De retentionsvärden som beräknats med Fyrisåmodellens nya våtmarksfunktion ligger i stort sett alltid under de uppmätta värdena. I tabell 2 presenteras skillnaden i avskiljd massa kväve under år 1999.

Tabell 2. Beräknad massa kväve som avskildes i våtmarkerna Råbytorp, Genarp och Slogstorp under år 1999 (kg/år). Beräkningar gjordes dels utifrån mätdata och dels med hjälp av den nya våtmarksfunktion som införlivats i Fyrisåmodellen.

	Råbytorp	Genarp	Slogstorp
Mätdata	573	466	1840
Retentionsfunktion	407	314	416

Överrensstämelsen är bättre under de perioder då uppehållstiderna är längre. Slogstorp är den våtmark som har de kortaste uppehållstiderna och där överrensstämmer våtmarksfunktionens resultat sämst med mätdata. Avskiljningen under år 1999 är enligt beräkning med retentionsfunktionen för Slogstorp endast ca 23% av den avskiljning som beräknats utifrån mätdata. För Genarp och Råbytorp var motsvarande resultat 67% respektive 71%.



Figur 4. Samma jämförelse som i figur 3, förutom att de värden som beräknats med den nya retentionsekvationen för våtmarker i Fyrisåmodellen vid uppehållstider kortare än 2 dygn, har markerats med gult. Månadsmedelvärden från augusti 1998 t.o.m. juli 2001. Observera att y-axelns skala ej är samma i de tre olika diagrammen.

Enligt Arheimer och Wittgren (2002) vet man inte i nuläget om våtmarker med en uppehållstid kortare än 2 dygn bidrar med en nettoreduktion eller ett nettobidrag (genom resuspension/erosion)

av kväve på årsbasis. D.v.s. de kan fungera både som ”fälla” och ”källa” för kväve. Det är dessutom svårt att bedriva mätningar vid extrema vattenflöden, vilket innebär att mätdata inte alltid är helt tillförlitlig vid korta uppehållstider. Om endast värden från de månader då uppehållstiden i medeltal varit längre än 2 dygn beaktas blir överensstämmelsen något bättre (se figur 4, där de gula punkterna är modellvärden från månader med en uppehållstid kortare än 2 dygn). Den teoretiska uppehållstiden T har använts.

5.2 Uppehållstider och effektiv volym

Om en våtmark placeras längst ned i det nedersta delavrinningsområdet (d.v.s. vid Lidans utlopp) och ska ta emot hela vattenflödet, behöver den vara minst 364 ha stor för att hålla en medeluppehållstid över två dygn över året (se tabell 3). Uppehållstiden är då beräknad som T (d.v.s. V/Q) utifrån månadsmedelflöden. Detta innebär att det periodvis under månaderna är ännu kortare uppehållstider. 364 ha är en mycket stor våtmark och det vore svårt att få ett bra flödesmönster i så stora volymer. Våtmarker bör således inte ta emot de större vattenfårornas hela flöden, då uppehållstiderna antingen blir så korta att risk för resuspension och erosion finns, eller våtmarkernas volymer blir orimligt stora. Våtmarkerna bör placeras i mindre tillflöden eller endast ta emot en del av vattenmängden, för att rimliga uppehållstider ska uppnås.

Tabell 3. Våtmarksarea (ha) som krävs vid utloppet i det nedersta delavrinningsområdet, för att uppnå en medeluppehållstid på minst två dygn. Area(a) beräknad utifrån teoretisk uppehållstid ($T=V/Q$), area(b) beräknad utifrån Thackston (ekvation 5 och 6). Medeldjup i våtmarkerna sattes till 1 m och l/b till 6. I tabellen redovisas även delflöde (%) till en 10 ha stor våtmark med en uppehållstid på minst 2 dygn.

Månad	Våtmarksarea (ha)		Delflöde (%), 10 ha våtmark	
	area(a)	area(b)	delflöde(a)	delflöde(b)
jan	603	740	1,7	1,4
feb	535	656	1,5	1,5
mar	515	632	1,9	1,6
apr	583	715	1,7	1,4
maj	298	365	3,4	2,7
jun	226	277	4,4	3,6
jul	173	213	5,8	4,7
aug	168	206	5,9	4,9
sep	205	251	4,9	4,0
okt	273	334	3,7	3,0
nov	313	384	3,2	2,6
dec	477	584	2,1	1,7
Årsmedel	364	446	2,7	2,2

Arheimer och Wittgren (2002) drar, som tidigare nämnts, utifrån simuleringar slutsatsen att en våtmarks medeluppehållstid bör vara större än 2 dygn över året för en väl fungerande kväveretention. I tabell 3 redovisas den våtmarksarea som krävs i det nedersta avrinningsområdet (område 1 i figur 10) för att uppnå en månads- respektive årsmedeluppehållstid på minst 2 dygn. Hur stort delflöde en 10 ha stor våtmark med en uppehållstid om minst 2 dygn, skulle kunna ta emot redovisas också i tabell 3. De flöden som använts vid beräkningarna är månadsmedelvärden under 15 år (1985- 1999). Area(a) och delflöde(a) är beräknade utifrån den teoretiska uppehållstiden T ,

medan area(b) och delflöde(b) är beräknade utifrån Thackstons ekvation om effektiv volym (ekvation 5 och 6).

Eftersom hänsyn tas till att den effektiva volymen är mindre än den totala volymen vid beräkningar av area(b), blir denna alltid större än area(a). För att i januari månad hålla en medeluppehållstid på minst 2 dygn, krävs enligt area(b), i det nedersta delavrinningsområdet en areal på minst 740 ha och enligt area(a) 603 ha. Delavrinningsområdet är 5576 ha stort och en våtmark på 740 ha skulle utgöra ca 13% av delavrinningsområdets areal. Längst ned i detta avrinningsområde är det i verkligheten omöjligt att anlägga våtmarker, p.g.a. staden Lidköping som ligger där. Då Lidköping ligger vid utloppet av avrinningsområdet kan våtmarken behöva placeras längre upp i systemet, för att inte översvämningsrisken ska bli för stor vid Lidköping. Detta innebär en något lägre hydraulisk belastning på våtmarken och därmed krävs en något mindre area än i tabell 1. En våtmark på 10 ha skulle kunna ta emot endast ca 1-2% av flödet med samma placering för att nå en månadsmedeluppehållstid i januari på minst två dygn. Om beräkningarna i stället görs på årsbasis, räcker det med en våtmarksarea på 364 - 446 ha och delflödet kan vara nästan det dubbla (ca 2-3%).

I tabell 4 redovisas samma information som i tabell 3 men för ett av de avrinningsområden som ligger längst upp i systemet (delavrinningsområde 70 i figur 9).

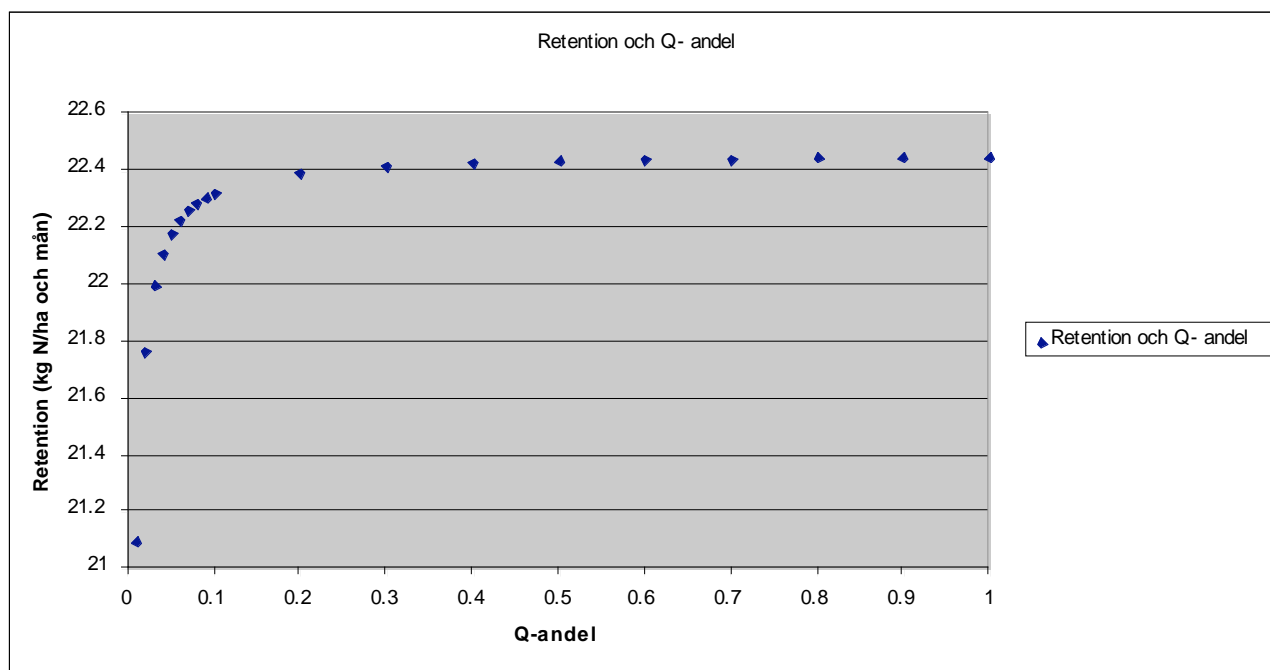
Tabell 4. Våtmarksarea (ha) som krävs vid utloppet i ett av de översta avrinningsområdena, för att uppnå en medeluppehållstid på minst två dygn. Area(a) beräknad utifrån nominell uppehållstid ($T=V/Q$), area(b) beräknad utifrån Thackston (ekv. 5 och 6). Medeldjup i våtmarkerna sattes till 1 m och l/b till 6. I tabellen redovisas även delflöde (%) från vattendraget till en 10 ha stor våtmark med en uppehållstid på minst 2 dygn.

Månad	Våtmarksarea		Delflöde (%), 10 ha våtmark	
	area(a)	area(b)	delflöde(a)	delflöde(b)
jan	25	30	41	33
feb	21	26	47	38
mar	19	24	52	43
apr	22	27	46	37
maj	10	12	100	84
jun	7	9	100	100
jul	6	7	100	100
aug	6	7	100	100
sep	8	9	100	100
okt	11	14	89	73
nov	13	16	76	62
dec	20	24	50	41
Årsmedel	14	17	72	59

I detta område är vattenflödena lägre, eftersom delavrinningsområdet ligger högre upp i systemet. Arealen är totalt 6117 ha. Då flödet är lägre krävs inte en lika stor våtmarksareal som i det nedersta avrinningsområdet, för att uppehållstiden ska vara minst 2 dygn. Arealen våtmark behöver vara ca 14 ha, för att ge tillräckligt långa årsmedeluppehållstider. En 10 ha stor våtmark kan ta emot ett delflöde på ca 70%. Om uppehållstiden beräknas som t_{ao} enligt Thackston (ekvation 5 och 6) i stället för som T , krävs det en våtmarksyta på 17 ha eller för en 10 ha stor våtmark ett delflöde på ca 60% för att över året ge en medeluppehållstid på över två dygn.

En areal på 30 ha räcker enligt area(b) för att hålla en medeluppehållstid på minst 2 dygn under den månad som i snitt har högst flöde i delavrinningsområdet, januari. 30 ha motsvarar ca 0,5% av delavrinningsområdets area. Ett delflöde på ca en tredjedel av flödet i delavrinningsområdets utlopp ger en månadsmedeluppehållstid, beräknade enligt Thackston, på över två dygn i en 10 ha stor våtmark i januari.

I Arheimers och Wittgrens rapport, är det årsmedeluppehållstiderna som bör vara över 2 dygn, men då en stor del av transporterna sker under perioder med höga flöden är det även intressant att beräkna månadsuppehållstider. De största transporterna i Lidans avrinningsområde sker på vintern, när vattentemperaturerna är låga, och den biologiska aktiviteten är låg. Trots detta är det viktigt att ta hänsyn till de högsta flödena vid dimensionering av våtmarker. Även om detta eventuellt inte ökar retentionen nämnvärt under vinterhalvåret så förhindras resuspension/erosion i våtmarken.



Figur 5. Retentionen i en simulerad våtmark i avrinningsområdets utlopp, beroende på hur stor andel av det totala flödet som leds till våtmarken. Våtmarken är 10 ha stor, 1 m djup och medelvattentemperaturen under månaden är 10°C.

I figur 5 redovisas retention i en våtmark i avrinningsområdets utlopp, (i delavrinningsområde 1, se figur 9) beroende på hur stor del av Lidans vattenflöde som leds in i våtmarken. Retentionen är manuellt beräknad med våtmarksfunktionens ekvationer (ekvation nr 1 och 2). Ur diagrammet kan man utläsa att skillnaden i retention beroende på hur stor andel av flödet som behandlas i våtmarken, är större vid låga andelar av flödet än vid höga andelar. I detta avrinningsområde är flödesandelen för att uppnå en medeluppehållstid på 2 dygn, 2,8%, om våtmarken är 10 ha stor, 1 m djup och medelvattentemperaturen under månaden är 10°C. Vattenflödet som använts vid beräkningen, är medelflödet per månad under 15 år. Denna flödesandel (2,8%) leder till en retention på 22,0 kg N/ha och månad jämfört med 22,4 kg N/ha och månad för hela flödet. Den teoretiska uppehållstiden $T (V/Q)$ har använts i stället för τ vid dessa beräkningar. Viktigt är att tänka på, att i verkligheten torde en minskad flödesandel leda till en ökad retention i detta fall. Detta beror på att ingen resuspensionsparameter lagts in i våtmarksfunktionen. När flödena blir höga och uppehållstiderna därmed mycket korta, finns risk för resuspension och erosion. Retentionen borde

därmed minska när flödet når en sådan nivå att kväve börjar resuspenderas från bottensedimenten i våtmarken.

5.3 Simulering av scenarier

Arheimer och Wittgren (2002) räknade med en resuspension i våtmarken vid korta uppehållstider. Då resuspension inte ingår i detta projekts våtmarksfunktion borde modellen, som tidigare nämnts, överskatta retentionen vid korta uppehållstider. Modellen simulerar minskad retention vid minskat vattenflöde. Men då ett mindre flöde leder till minskad risk för resuspension torde de våtmarker som endast tar emot en del av flödet, i verkligheten inneha en högre retention än de som tar emot hela vattenflödet. Enligt modellen ökar retentionen med ökad hydraulisk belastning vid konstant koncentration, utan hänsyn till att mycket korta uppehållstider innebär en stor risk för resuspension. Därför har de delflöden som krävs för att över året uppnå en medeluppehållstid på minst 2 dygn beräknats och använts i flertalet av de simuleringar som presenteras i denna rapport. På så vis har risken för påverkan av resuspension minimerats. Detta innebär att våtmarkerna simuleras i form av by-pass våtmarker.

Upphållstidsjusteringen, som gjorts i flertalet av de simuleringar som redovisas i denna rapport, baseras på årsmedelflöden. Delflödet in i våtmarken är en konstant andel av flödet i simuleringarna varje månad. Enligt tabell 3 kan en 10 ha stor våtmark i det nedersta delavrinningsområdets utlopp ta emot 2,7% av årsmedelflödet för att årsmedeluppehållstiden inte ska överstiga 2 dygn. Under januari som är den månad då flödet är som högst i delavrinningsområdet, kan delflödet endast vara 1,7% medan motsvarande siffra för månaden augusti då medelflödet är som lägst är 5,9%. I simuleringarna har uppehållstidsjusteringen gjorts genom att ett delflöde beräknats utifrån årsmedelflödet. För det nedersta avrinningsområdet innebär detta att en 10 ha stor våtmark mottar 2,7% av flödet varje månad i simuleringarna. I de simuleringar som genomförts innebär detta att medeluppehållstiden blev kortare än 2 dygn i vissa av de månader som simulerades och i januari betydligt längre än andra månader. Det vore bättre om delflödet styrdes av den aktuella vattenföringen. En variant vore att låta inflödet vara konstant. Så länge flödet i vattenfåran är tillräckligt stort skulle uppehållstiden då vara konstant i våtmarken.

Våtmarkernas volym antas vara konstant i de simuleringar som redovisas i denna rapport. Detta eftersom in- och utflödet vid varje tidpunkt är konstant. Detta är endast möjligt om flödet i in- och utloppen regleras.

Enligt jämförelsen med mätdata från tre befintliga våtmarker i Skåne (figur 3 och 4) levererar den våtmarksfunktion som införlivats i Fyrisåmodellen lägre värden på retention än retention beräknad utifrån uppmätta koncentrationer vid in- respektive utlopp i våtmarkerna. Detta innebär att det finns stora möjligheter att anlagda våtmarker i Lidans avrinningsområde kan avskilja betydligt mer kväve än de resultat som erhållits från simuleringar i projektet och som presenteras i denna rapport. Vattenflödena i de våtmarker som Arheimer och Wittgren (2002) använde data ifrån när konstanten ka kalibrerades fram var dessutom betydligt lägre än i de större vattenfåror i Lidans avrinningsområde. Våtmarkerna de studerade var mindre än de som simulerats i detta projekt, 6 av 8 var under 1 ha och den största var 3 ha stor. Det är därför möjligt att ett annat värde på ka vore mer lämpligt i simuleringar i Lidans avrinningsområde med den nya våtmarksfunktionen.

I projektet har Fyrisåmodellen kalibrerats mot samtliga vattenkemiska mätstationer i Lidans avrinningsområde (15 st) medan Sonesten et al endast kalibrerade mot den nedersta stationen. Värdena på parametrarna co och kv är dock mycket lika. I detta projekt kalibrerades följande värden på parametrarna fram: $co=0,7$ och $kv=6$, medan Sonesten et al (2004) använde $co=0,7$ och $kv=5,75$ vid sina simuleringar.

5.3.1 Scenario 1

Scenario 1a innebär att 3% av åkerarealen i varje delavrinningsområde ersätts med våtmarker. Om våtmarkerna hanteras som små sjöar i Fyrisåmodellen, enligt simuleringar utförda av Sonesten et al (2004) innebär detta en minskad belastning på Vänern med ca 1267 ton, vilket motsvarar 425 kg N/ha anlagd våtmark. Utan våtmarker passerar 2368 ton kväve Lidans utlopp varje år. 1267 ton motsvarar en minskning på 53%. I simuleringen som Sonesten et al genomförde minskade kvävebelastningen på Vänern med lika många procent, 53%.

Att scenariot gav så stor effekt i Lidans avrinningsområde beror dels på ett intensivt jordbruk och dels på att andelen åkermark är mycket hög. Ett avrinningsområde med en hög andel åkermark erhåller i detta scenario en större areal våtmarker än ett avrinningsområde med en låg andel åkermark.

I scenario 1b simulerades våtmarker på 3% av åkermarken i respektive delavrinningsområde med Fyrisåmodellen kompletterad med den nya våtmarksmodulen. Kvävetransporten vid avrinningsområdets utlopp minskade med 350 ton, vilket motsvarar att belastningen på Vänern minskar med 118 kg kväve/ha anlagd våtmark. Koncentrationerna i hela systemet minskar, när våtmarkerna sprids ut jämt, vilket innebär en lägre ytspecifik retention (kgN/ha). En våtmark som är placerad nedströms en annan våtmark, eller en sjö, ger därmed lägre effekt per hektar. Även den naturliga retentionen i vattendraget minskar något, när koncentrationerna av näring minskar i systemet. Kväveretentionen per anlagd hektar våtmark bör därmed vara något större än belastningsminskningen på Vänern (350 respektive 118 kg N/ha och år).

Det är en mycket stor skillnad i minskad belastning på Vänern, utifrån de två olika simuleringsmetoderna. När våtmarkers effekt simuleras med Fyrisåmodellens retentionsfunktion för sjöar och floder minskar kvävetransporterna i avrinningsområdets utlopp ca 3,5 ggr mer än när våtmarker simuleras med den nya våtmarksmodulen. Det är troligt att simuleringarna med våtmarksmodulen underskattar retentionen något. Jämförelserna i 5.1 tyder på detta. De värden på belastningsminskning som den nya våtmarksmodulen levererar ligger dock närmare de värden som Jordbruksverket (2004) skattat att i medeltal skulle kunna avskiljas i området, 150 kg N/ha och år. Kväveretentionen per hektar våtmark bör, som nämnts ovan, vara något högre än den belastningsminskning som redovisas från modellsimuleringarna. Detta gäller alla våtmarksplaceringar undantaget längst ned i avrinningsområdet, där belastningsminskningen och retentionen är den samma.

En simulering genomfördes även där de våtmarker som anlades på 3% av åkerarealen endast mottog en så pass stor andel av flödet att uppehållstiden i medeltal var 2 dygn. Resultatet blev att varje hektar våtmark minskade belastningen i avrinningsområdets utlopp med 117 kg/ha, vilket är mycket likt simuleringen utan uppehållstidsjustering. Den totala belastningsminskningen blev dock ca 1,2 ton mindre. Dividerat på 2977 ha våtmark blir det en mycket liten skillnad per hektar. Att skillnaden blev så pass liten beror mest troligt på att många av våtmarkerna (39 av 73) är så stora att de kan ta emot hela flödet. De våtmarker som tar emot hela flödet utgör 2176 ha av totalt 2977 ha, vilket motsvarar 73%.

Jordbruksmark tas ur drift när våtmarkerna anläggs. Förutom att en kvävefälla i form av en våtmark tillkommer minskar därmed en kvävekälla. 3% av åkerarealen innebär att totalt 2977 hektar jordbruksmark omvandlas till våtmark. En del av den minskade belastningen härrör således från minskat läckage från jordbruksmark. En simulering (scenario 1c) genomfördes där enbart 3% jordbruksmark togs bort, utan att våtmarker anlades. Jordbruksmarkens läckage bidrog i snitt med ca 20 kg N/ha till belastningen på Vänern. Att 2977 ha jordbruksmark togs bort minskade

belastningen på Vänern med 59 ton per år. Om i stället samma areal betesmark tas bort vid simulering minskar belastningen på Vänern med 6 ton, vilket motsvarar 2 kg/ha.

5.3.2 Scenario 2

I de 17 områden som är rödmarkerade på den högra kartan i figur 1 simulerades 10 ha våtmark per delavrinningsområde (se figur 6) i scenario 2a. Detta innebär totalt 170 ha våtmarker. Belastningen på Vänern minskade med 40,3 ton kväve, vilket motsvarar 237 kg N/ha anlagd våtmark. Med justering för uppehållstid, i form av anläggande av sidovåtmarker som endast mottar delar av flödet, blev resultatet 39,5 ton kväve, d.v.s. en minskad belastning på Vänern med 232 kg N/ha anlagd våtmark.

Om hela våtmarksarealen (10 ha) placeras ut i ett delavrinningsområde i taget, innebär det att ingen våtmark ligger uppströms en annan. Detta leder till att effekten per hektar blir större, i snitt 245 kg/ha. Effekten av att placera en våtmark nedströms andra våtmarker undersöktes i scenario 5.

Effektiviteten per hektar anlagd våtmark är således dubbelt så stor i detta scenario jämfört med simuleringen med våtmarksmodulen i scenario 1b. Detta visar vilken stor effekt som placeringen av våtmarker har. I detta scenario är dock alla våtmarker lika stora, medan storleken i scenario 1b varierade mellan de olika delavrinningsområdena.

170 ha fördelades på alla delavrinningsområden i scenario 2b. Detta innebar 2,36 ha i varje delavrinningsområde. Utan uppehållstidsjustering blir resultatet 25,4 ton N i minskad transport, vilket motsvarar 149 kg/ha våtmark och år. Våtmarkernas storlek innebär att de endast kan ta emot en liten del av flödet vid uppehållstidsjustering. Kvävebelastningen på Vänern minskar då med 24,7 ton/år vilket motsvarar 145 kg/ha och år.

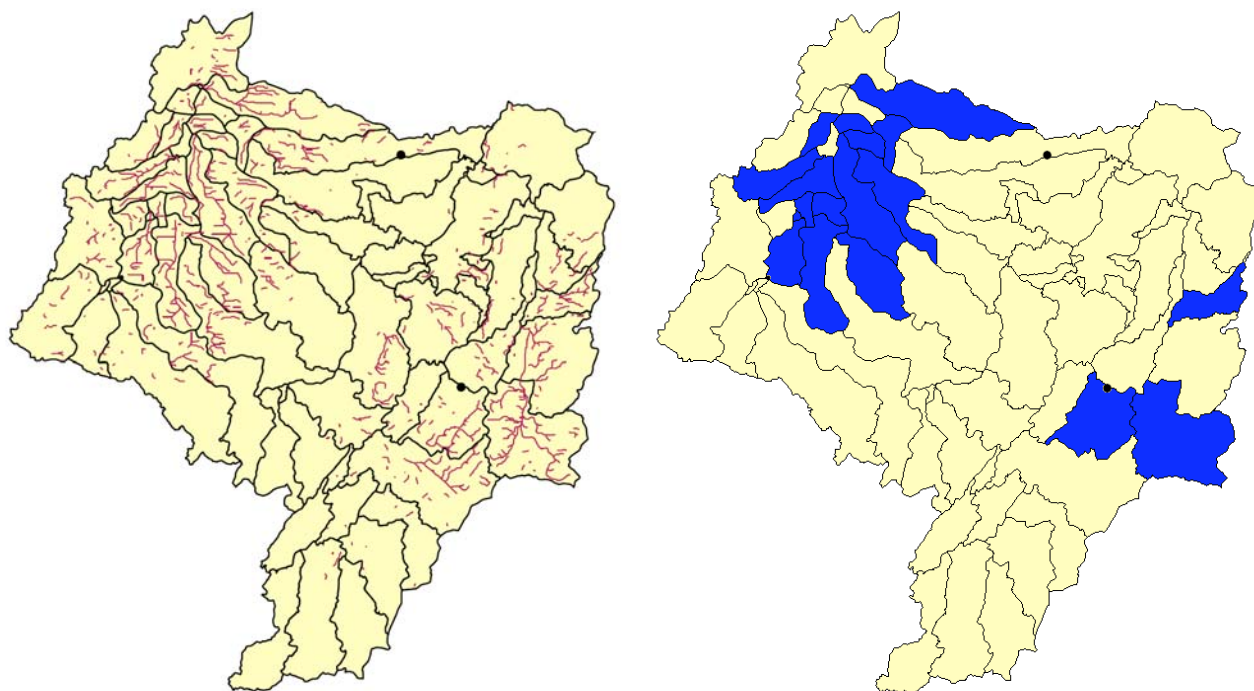


Figur 6. De 17 delavrinningsområden som enligt Sonesten et al. (2004) bidrar mest till kvävebelastningen på Vänern har markerats med rött.

5.3.3 Scenario 3

De delar av vattendragen som uppfyller jordbruksverkets riktlinjer om minst 70% åkermark samt ett avrinningsområde på minst 50 ha, är markerade på den vänstra kartan i figur 7. De 18

delavrinningsområden i vilka minst 40% av vattendragets längd uppfyller kriterierna, har markerats med blått på den högra kartan i figur 7. 10 ha våtmark simulerades i varje delavrinningsområde. Dessa totalt 180 hektar våtmark minskade transportererna till Vänern med 37,9 ton N, vilket motsvarar 211 kg N per hektar våtmark.



Figur 7. På den vänstra kartan syns de delar av vattendragen som har ett avrinningsområde större än 50 ha samt minst 70% av avrinningsområdet utgörs av åkermark. Kartans utgångsmaterial är höjddata från Lantmäteriet (1998a), blå kartan (Lantmäteriet, 1998b) samt SMHIs delavrinningsområderegister (2000). Bearbetning SLU, Institutionen för Miljöanalys, Jakob Nisell och Anders Lindsjö, ännu inte publicerad metod. På den högra kartan har de 18 delavrinningsområden där minst 40% av vattenytan uppfyller dessa kriterier markerats med blått.

5.3.4 Scenario 4

12 delavrinningsområden har en årsmedelkoncentration (1999 års punktutsläpp) i utloppspunkten på minst 5 mg N/liter enligt källfördelningssimulering med Fyrisåmodellen. De 12 områdena är markerade med grönt i figur 8.



Figur 8. De 12 delavrinningsområden som enligt simulering med Fyrisåmodellen har en årsmedelkoncentration i utloppspunkten på minst 5 mg N/l är markerade med grönt.

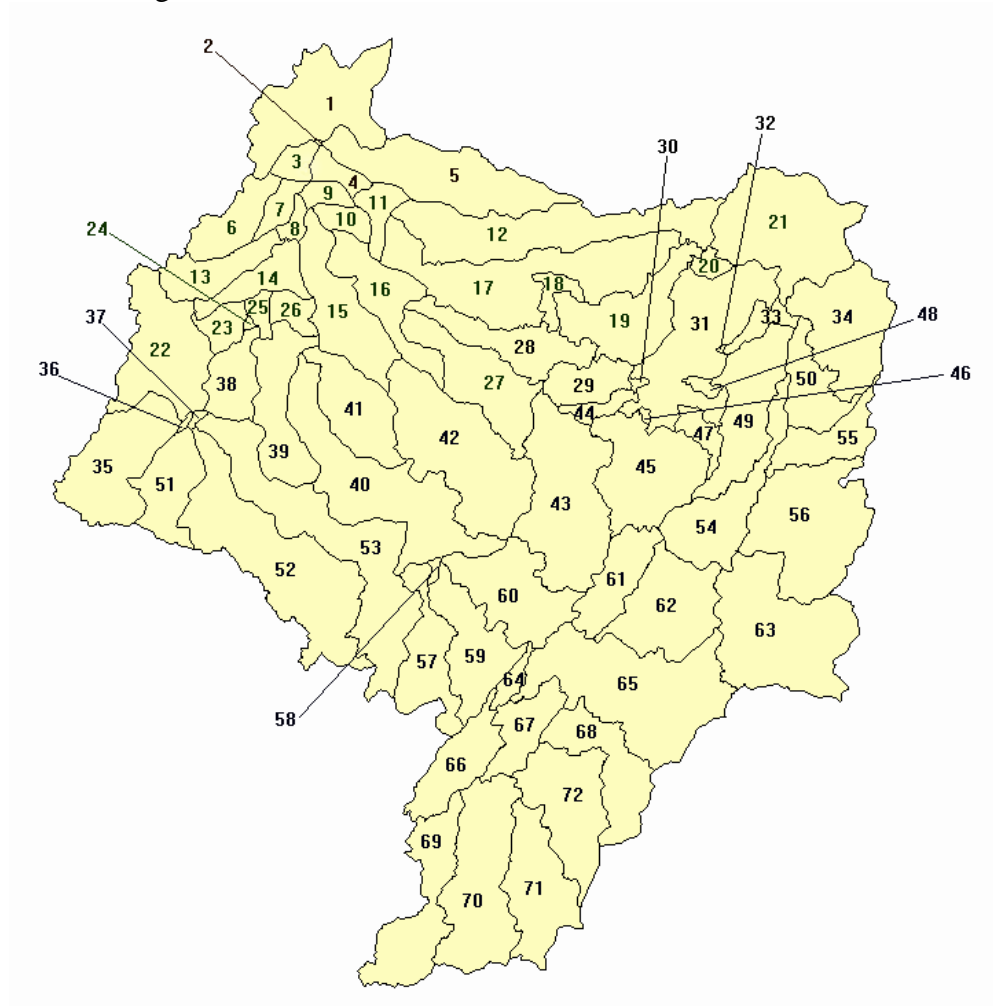
När 10 ha stora våtmarker simulerades i de 12 delavrinningsområdena minskade transportererna vid avrinningsområdets utloppspunkt med 33,9 ton N per år. Varje hektar anlagd våtmark bidrog därigenom med att minska belastningen av kväve på Vänern med 282 kg/ha och år. Denna placeringsmetod är således effektivare än metoderna i scenario två och tre.

5.3.5 Scenario 5

I de två delavrinningsområden, nr 10 och nr 15, som mynnar i område 9 simulerades 10 ha våtmark. Om våtmarker endast placerades i nr 10 och nr 15 innebar detta en total minskning på i snitt 4522 kg N/år. Om det även anlades 10 ha våtmark i område 9 blev minskningen 6775 kg N/år. Skillnaden på 2254 kg N/år är effekten av de 10 ha våtmark som anlagts i område 9, vilket motsvarar att varje hektar av denna våtmark minskar kvävetransporten ut ur Lidans avrinningsområde med 225 kg per år. Om 10 ha våtmarker anläggs endast i område 9 är effekten 246 kg N/ha och år. Skillnaden beror på att våtmarkerna uppströms minskar koncentrationerna i vattendraget och därmed minskas potentialen för retention nedströms.

5.3.6 Scenario 6

Effekten av 10 ha våtmark i vart och ett av de 72 delavrinningsområdena utreddes. I figur 9 har alla delavrinningsområdena numrerats.



Figur 9. Lidans avrinningsområde uppdelat i 72 numrerade delavrinningsområden.

I tabell 5 har de delavrinningsområdena rödmarkerats där 10 hektar våtmark enligt simuleringarna minskat kvävetransporten vid Lidans avrinningsområdets utlopp med minst 200 kg/N per hektar

anlagd våtmark och år. Röd stjärna markerar de 17 områden som valdes ut i scenario 2a. Blå stjärna de 18 områden som valdes ut i scenario 3. och grön stjärna de 12 delavrinningsområden som valdes ut i scenario 4.

Tabell 5. Effekten av 10 ha våtmark i de olika delavrinningsområdena med avseende på minskad kvävebelastning (kg N/ha och år) på Vänern.

nr	kgN/ha, år
1	180
2	197
*3	178
*4	161
**5	323
*6	456
**7	174
8	163
**9	239
***10	259
**11	161
**12	643
*13	311
**14	155
**15	193
**16	229
17	115
18	108
19	94
20	50
21	22
*22	223
**23	229
***24	379

nr	kgN/ha, år
***25	238
**26	119
27	171
28	135
29	42
30	41
31	91
32	46
33	29
34	28
*35	211
36	184
37	178
***38	360
*39	107
40	91
**41	310
42	81
43	25
44	46
45	62
46	50
47	95
48	107
49	112

nr	kgN/ha, år
50	64
*51	203
52	159
53	144
54	111
*55	87
56	132
57	73
58	102
59	100
60	172
61	72
***62	244
*63	111
64	145
65	184
66	65
67	89
68	94
69	26
70	55
71	47
72	79

De 15 delavrinningsområden (rödmarkerade i tabell 5) där 10 ha våtmark enligt simuleringarna ger störst effekt ringades alla in av någon av de tre olika metoderna. Av de 12 gröna stjärnorna visade 11 på något av de 15 delavrinningsområdena. Detta beror på att en hög koncentration av kväve i inflödande vatten är en förutsättning för en hög retention i en våtmark. Det är dock sällan som mätdata på N-koncentrationer finns tillgängliga. Av de två andra metoderna som användes i detta projekt är den ena också baserad på uppmätta värden. De 17 röda stjärnorna markerar de delavrinningsområden som Sonesten et al. (2002) identifierade som de som bidrog med högst kvävebelastning på Vänern. De röda stjärnorna identifierar 9 av de 15 rödmarkerade områdena i tabell 4. En orsak till att Sonesten et al. inte identifierar alla 15 områden kan bero på att de tittade på massan transporterad kväve. I vissa områden är flödena kanske inte så höga att transporterorna till Vänern blir anmärkningsvärt höga, men koncentrationerna av kväve kan vara höga. En våtmark har stor effekt om koncentrationen av kväve i det inflödande vattnet är högt. Ett område med lägre flöden i vattendragen, och därmed eventuellt en mindre påverkan på Vänern, kan vara mer lämpat för våtmarksplacering än ett område med högre flöden, om det senare har lägre kvävekoncentrationer.

Endast de blå områdena är sådana som kan identifieras utan mätdata på kvävekoncentrationer. 13 av de 15 rödmarkerade områdena i tabell 5 har identifierats med hjälp av jordbruksverkets kriterier. 13 av 18 områden visade alltså på ett rödmarkerat område. En anledning till att överrensstämelsen inte är ännu bättre kan vara att kriteriet sällan uppfylls i hela delavrinningsområdet. Jag valde gränsen 40% av delavrinningsområdet i simulering 2. Våtmarkerna placeras dessutom alltid längst ned i delavrinningsområdet i Fyrisåmodellen, och jordbruksverkets kriterier behöver inte vara uppfyllt just där enligt scenario 2. Eftersom våtmarkerna simuleras i delavrinningsområdets utlopp, kan ett delavrinningsområde där simulerade våtmarker inte ger särskilt hög effekt ändå vara lämpliga. Detta förutsätter att våtmarken placeras någon annanstans i området. Simuleringar med Fyrisåmodellen med högre upplösning vore intressant för att utreda mer detaljerad placering inom de olika delavrinningsområdena.

13 av 17 områden i scenario 2a sammanföll med områden från scenario 3. Jordbruksverkets kriterier innebär dels att andelen jordbruksmark ska vara hög (minst 70%), vilket bör innebära höga koncentrationer kväve i vattnet och dels att avrinningsområdet ska vara stort (minst 50 ha). Dessa två kriterier innebär en hög belastning på en potentiell våtmark. De 17 områdena från scenario 2a valdes ut på grund av deras belastning av kväve på Vätern enligt Sonesten et al. (2004) simuleringar. Vissa områden som inte uppfyller jordbruksverkets kriterier belastar ändå Vätern mycket. Detta kan t.ex. bero på utsläpp från punktkällor.

Anläggande av 10 hektar våtmark har högst effekt i område 12 (Dofsan). Detta område identifierades inte med hjälp av Jordbruksverkets kriterier. I detta delavrinningsområde ligger Skara avloppsreningsverk, som 1999 släppte ut ca 7,4 ton kväve per månad. Det var den enskilt största punktkällan i hela Lidans avrinningsområde år 1999. Även i område 62 släppte de stora punktkällorna ut stora mängder kväve. Falköpings flygplats, Falköpings avfallsupplag och Falköpings avloppsreningsverk släppte tillsammans i snitt ut ca 7,0 ton per månad.

Område 12 hade förutom höga utsläpp från Skara avloppsreningsverk även de högsta sammanlagda kväveutsläppen från mindre punktkällor (mjölkrum, enskilda avlopp och gödselbrunnar). En anledning till detta är att det endast fanns uppgifter på utsläpp från gödselbrunnar från fyra av 72 delavrinningsområden i Lidan, och område 12 var ett av dessa. Av totalt 520 kg N per månad från mindre punktutsläpp härstammar 200 kg från gödselbrunnar i område 12. Dessa 520 kg är dock en liten andel av den totala kvävetransporten i området jämfört med utsläppen från stora punktkällor. Enligt Fyrisåmodellens transportberäkningar transporteras varje år i medeltal 166,5 ton kväve ut ur delavrinningsområde 12, vilket innebär i snitt ca 13,9 ton per månad. Utsläppen från Skara avloppsreningsverk (ca 7,4 ton kväve/månad) utgör därmed en betydande faktor. Våtmarker skulle göra stor nytta i avrinningsområdet, men enligt de data som modellen baseras på är det troligtvis framförallt på grund av reningsverket och inte jordbruksmarken som behovet är särskilt stort i detta område.

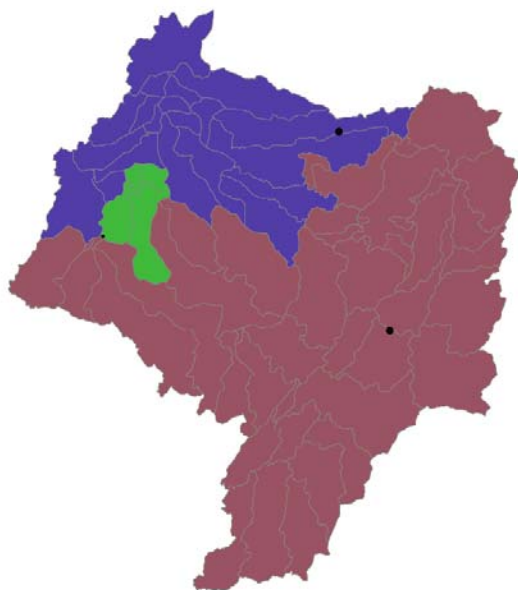
5.4 GIS-analys

I figur 10 har jordartsklasser markerats (medelförhållande per delavrinningsområde). De tre förekommande jordartsklasserna i Lidans avrinningsområde är enligt denna uppdelning: siltjordar², mer lerhaltiga jordarter³ samt lättare jordar, d.v.s. jordar med högre sandinnehåll⁴.

² I denna jordartsgrupp ingår jordarterna mo och mjäla, på engelska *loam*.

³ På engelska kallas denna grupp av jordarter för *clay loam*.

⁴ Denna jordartsgrupp kallas för *sandy loam* på engelska.



Figur 10. På kartan har tre jordartsklasser markerats (medelförhållanden per delavrinningsområde). Blått är siltjordar (mo och mjäla), vinrött sandigare jordar och grönt markerar jordar med högre lerinnehåll. Data från Eriksson J, Andersson A. och Andersson R. (1999) har extrapolerats för att ge en heltäckande jordartskarta på åkermarken i Sverige. Bearbetning av Jakob Nisell, Institutionen för Miljöanalys, SLU, Uppsala.

Då mer lerhaltiga jordar är bättre byggnadsmaterial för fördämningar, är det gröna området särskilt intressant utifrån jordart. Lätta jordar är däremot mer läckagebelägna och våtmarksplacering kan därför ur läckagesynpunkt vara mer intressant på de blå, och vinröda jordarna. Ett högre lerinnehåll är att föredra för att kunna bygga stabila fördämningar men områden med lättare jordar läcker mer näring.

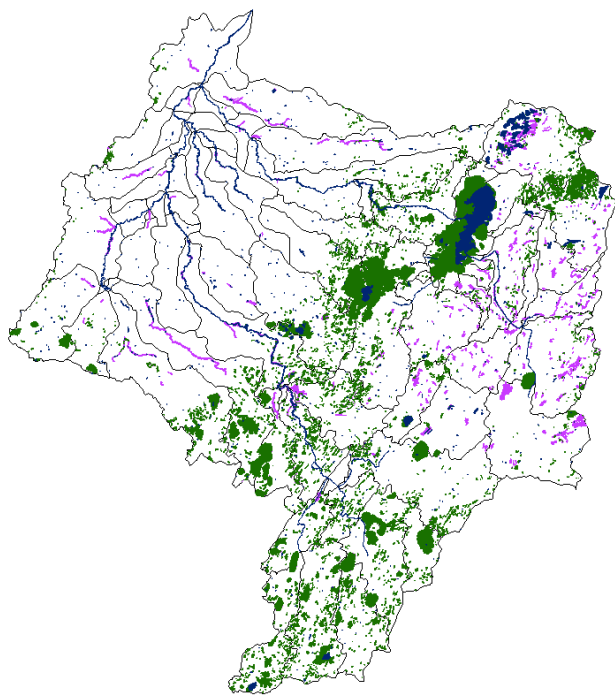
I figur 11 har riksintressen för naturvård, kultur och friluftsliv markerats. Kartmaterialet över riksintressen är hämtat från Länsstyrelsernas GIS-portal (2006.05.18).



■ - riksintresse för kultur ■ - riksintresse för friluftsliv ■ - riksintresse för naturvård.

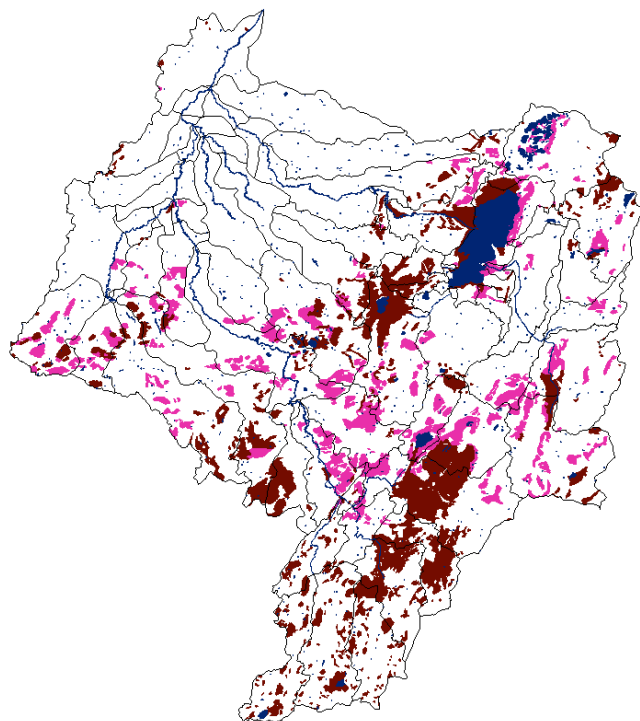
Figur 11. På kartan har riksintressen för naturvård, kultur och friluftsliv markerats.

En våtmarksinventering startades i Sverige år 1980 (Löfroth, 1991). Resultatet från Lidans avrinningsområde presenteras på kartan i figur 12, tillsammans med de sankmarker och vattenytor som finns i området i nuläget.



Figur 12. Objekt i våtmarksinventeringen (lila), sankmark (grönt) och vattenytor (blått). GIS-skiktet över våtmarksinventeringen är hämtat från Länsstyrelsernas GIS-portal (2006.05.18). Sjöar, sankmark och vattendrag kommer från Terrängkartan (Lantmäteriet, 1998c).

I figur 13 illustreras sank mark, sank ängar och sjöar som det såg ut innan perioden av sjösänkningar och utdikningar började i slutet av 1800-talet. Kartmaterialet är baserat på generalstabskartan från början av 1800-talet och framtaget av Västra Götalands länsstyrelse (Andersson, 2004).



Figur 13. Sank mark, sank äng och sjöar som det såg i slutet av 1800-talet. Sankmark har markerats med vinrött, sank äng med cerise och sjöar med blått. Observera att det är Lidans nuvarande sträckning som är utritad på kartan.

Den största skillnaden mellan figur 12 och 13 finns i den övre delen av avrinningsområdet. Hornborgarsjöns minskade areal syns tydligt, liksom att stora delar av de sankmarker som fanns i delavrinningsområde 63 och 65 (se figur 9) på 1800-talet har försvunnit. Områden där det tidigare har funnits våta marker är intressanta för nyskapande av våtmarker. Hydrogeologin är nämligen oftast passande samt att det kan finnas ett kulturhistoriskt värde i att återskapa gamla miljöer. Endast de större vattendragen är utritade på kartorna, för att de annars blev för detaljerade

6 Fältundersökning

Fyra områden besöktes i maj 2006 och inventerades på potentiella lägen för anlagda våtmarker, se figur 15. Alla föreslagna platser ligger förhållandevis långt ner i avrinningsområdet, d.v.s. nära Lidans mynning i Väneren.

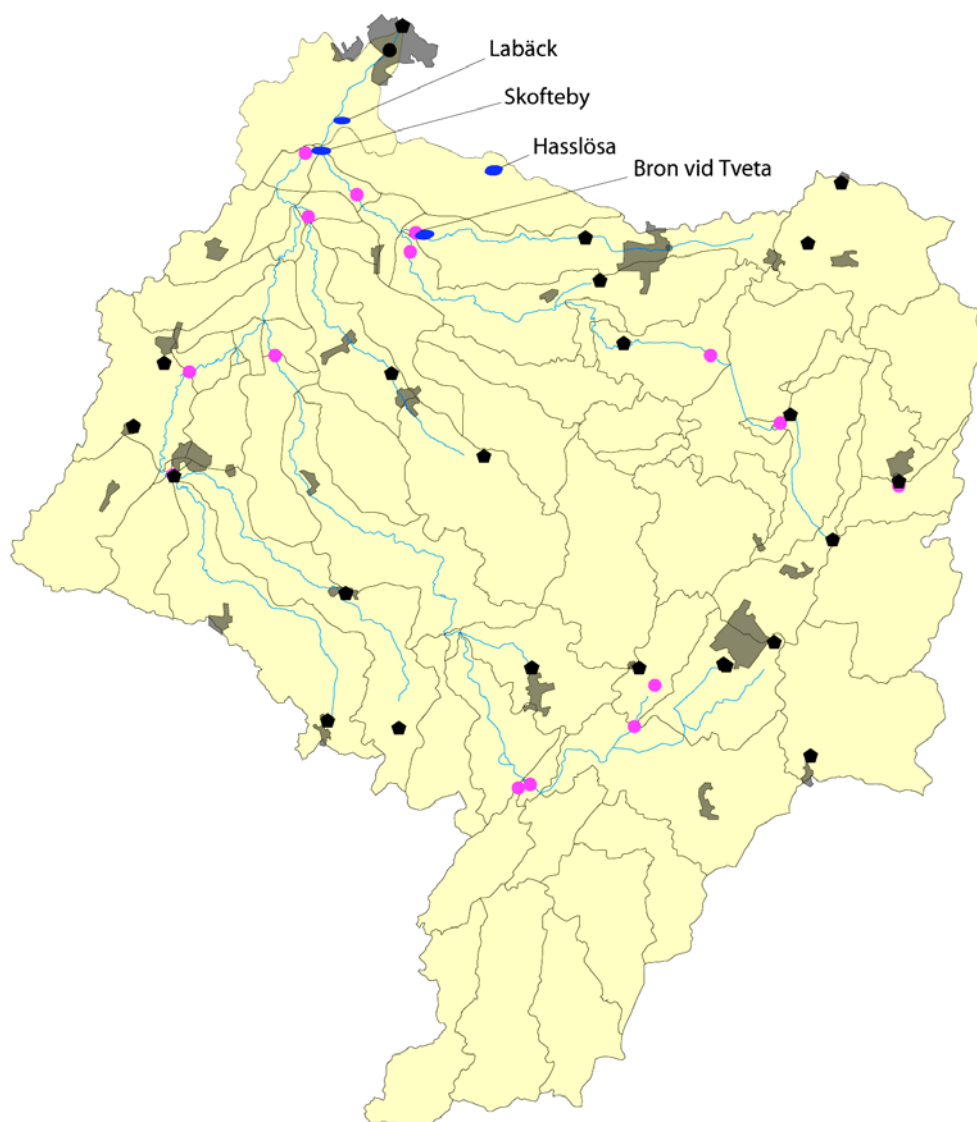
Plats 1, vid Tveta. I Dofsan, d.v.s. delavrinningsområde nr 12, ca 100 m uppströms bron vid Tveta. Vid bron finns en provtagningspunkt. Denna plats ligger utanför riksintresset för naturvård. På ena sidan om ån finns en brant slänt medan andra sidan är flackare. Slänten bör kunna medföra lägre anläggningskostnader om man anlägger en våtmark i fåran, då den kan fungera som en naturlig vall. Marken var fuktig, vilket skulle kunna tyda på en hög grundvattennivå, men kan även bero på årstiden. Om grundvattennivån är hög, kan det finnas risk för viss utspädning av vattnet i våtmarken. En stor fördel med denna potentiella våtmarkslokal är att det redan i dagsläget finns en mätstation vid platsen. En våtmarks effekt skulle här kunna jämföras med mätningar från flera år innan våtmarkens anläggning. Detta kan således vara en bra placering av en anlagd våtmark för vidare studier och uppföljning.

Plats 2, nära Hasslösa. Vid Ekgården, nära Hasslösa. Vid gården var ravinen betad. Om våtmarker anläggs här riskerar man värdefulla naturvärden. En liten bit från gården finns möjliga platser för en våtmark, där ravinen var endast delvis hävdad. Nuförtiden är inte längre hävden lika vanlig i ravinerna (Lennart Sundh, muntl) och i vissa områden skulle därför anläggning av våtmarker eventuellt inte strida mot naturvårdsintressen.

Plats 3, nära Skofteby. Vi fann ett dike som rann ut i Torpabäcken. Vattnet i diket kom från ett kulvertsystem. Flödet var lågt, men vattnet var skummigt och verkade innehålla mycket suspenderat material. Precis vid Skofteby i Torpabäcken hittades ett möjligt läge. Ev. måste vägbanken då förhöjas för att undvika översvämningssrisk.

Plats 4, vid Labäck/Hallby. Andelen dräneringsvatten verkade vara hög. Vägbanken behöver nog höjas. Sänkan som bäcken rann i var lite för smal för att en våtmark av betydande storlek ska kunna anläggas med dämning.

Kontinuerliga mätserier från en anlagd våtmark i Lidans avrinningsområde vore mycket positivt för att bättre kunna uppskatta våtmarkers effekt i området. Anläggande av en våtmark i Dofsans delavrinningsområde rekommenderas, förslagsvis vid mätpunkt 659 nära bron vid Tveta. Ett alternativ kan vara att mätningar utförs i redan befintliga våtmarker, t.ex. vid Simmatorp, strax utanför Skara, i bäcken Afsen. Denna våtmark ligger i delavrinningsområde 17, mycket nära gränsen till delavrinningsområde 12.



Figur 15. De blå punkterna är platser som besöktes i samband med fältundersökningen. De cerise är provtagningspunkter och de svarta är punktkällor.

7 Tack till

- Mats Wallin, institutionen för Miljöanalys vid SLU för utmärkt handledning och stort engagemang.
- LidanNossans vattenvårdsförbund och särskilt Lennart Sundh.
- Anders Wörman, Arne Gustavsson, Barbro Ulén, Helena Aronsson , Jakob Nisell, Katarina Kyllmar, Lars Sonesten vid SLU, Uppsala.
- Bengt Wedding, Ekologgruppen i Landskrona, för hjälp med dammrutningar m.m.
- Jonas Andersson vid Länsstyrelsen i Västra Götaland för kartmaterial.
- Alla andra som har bidragit med tips och idéer i samband med detta examensarbete.

8 Litteraturförslag

Nedan presenteras några förslag på litteratur om våtmarksanläggning och våtmarksplacering.

Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J. & Oscarsson, H. (redaktörer), 2002. Våtmarksboken- skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. VASTRA rapport 3, Bokakadmien, Västervik.

Våtmarksboken har tagits fram inom det tvärvetenskapliga forskningsprogrammet VASTRA (Vattenstrategiska forskningsprogrammet). Boken beskriver våtmarker ur flera olika perspektiv och tillhandahåller mycket fakta. Den behandlar en mängd olika aspekter, några exempel är: våtmarkers vattenrenande effekt, hur in- och utlopp kan utformas och hur våtmarkers betydelse för biologisk mångfald kan värderas.

Feuerbach, P., 1998. Praktisk handbok för våtmarksbyggare-anläggning och skötsel. Hushållnings- sällskapet i Halland.

Boken är lättöverskådlig och innehåller många idéer och lösningar på hur våtmarker kan anläggas så att de fungerar som planerat. Innehåller även vackra bilder.

Hagerberg, A. et al., 2004. Åmansboken.

Detta är en mycket informativ bok med ett pedagogiskt upplägg och den innehåller många informerande illustrationer och bilder. Boken innehåller dels praktiskt inriktade kapitel med konkreta exempel på hur vattenvårdande åtgärder som t.ex. anläggning av våtmarker kan genomföras. En checklista för anläggning av dammar och våtmarker kan nämnas som ett exempel. Boken innehåller även en del mer allmänna kapitel som beskriver bl.a. vattens kretslopp, jordbruks- bygdens vattendragshistoria och miljöproblem i vattendrag.

Jordbruksverket, 2004. Kvalitetskriterier för våtmarker i odlingslandskapet- kriterier för rening av växtnäring med beaktande av biologisk mångfald och kulturmiljö. Rapport 2004:1.

En rapport som beskriver vilka kriterier som bör prioriteras vid placering av våtmarker i landskapet.

9 Referenser

- Albertsson, B., 2004. *Våtmarker som näringsfällor – var ska de placeras? I: Lantbrukets tillförsel av fosfor och kväve till vattenmiljön- vad har hänt, vad vet vi och vad måste göras? K. Skogs-o. Lantbr. akad. Tidskr. 26, 32-34.*
- Arheimer, B. & Wittgren, H. B., 2002. *Modelling nitrogen removal in potential wetlands at the catchment scale.* Ecol. Eng. 19, 63-80.
- Bachand, P.A.M. & Horne, A. J., 1999. *Denitrification in constructed free-water surface wetlands.* Ecol. Eng. 14, 9-32.
- Braskerud, B.C., 2002. *Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution.* Ecol. Eng.18, 351-370.
- Braskerud, B.C., Tonderski, K., Wedding, B., Bakke, R., Blankenberg, A-G.B., Ulén, B., & Koskiahio, J., 2005. *Can Constructed Wetlands Reduce the Diffuse Phosphorus loads to Eutrophic Water in Cold Temperate Regions.* J.of. Environ. Quality. 34, 2145-2155.
- Christensen, P.B & Sörensen, J., 1988. *Denitrifikation in sedimentation of lowland streams: Regional and seasonal variation in Gelbaek and Rabis Baek, Denmark.* FEMS Microbiology Letters, 53: 335-344.
- Collentine, D. and Hannerz, N., 2003. *Dagens efterfrågan av ett beslutsstödssystem för våtmarksanläggning.* VASTRA rapport.
- Feuerbach, P., 1998. *Praktisk handbok för våtmarksbyggare-anläggning och skötsel.* Hushållningssällskapet i Halland.
- Gumbricht, T., 1993. *Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems.* Ecol. Eng. 2:1-30.
- Hagerberg, A., Krook, J., Reuterskiöld, D. et.al., 2004. *Åmansboken- Vård, skötsel och restaurering av åar i jordbruksbygd.* Saxån-Braåns vattenvårdskommitté.
- Hansson K., Wallin M och Georg Lindgren., 2006. *The FYRIS model Version 2.0 - A tool for catchment-scale modelling of source apportioned gross and net transport of nitrogen and phosphorus in rivers. A user's manual.* Institutionen för miljöanalys, Sveriges lantbruksuniversitet, Rapport 2006:16.
- Hansson, L-A., Brönmark, C., Nilsson, P.A. & Åbjörnsson, K., 2005. *Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both?* Freshwater Biology, 50, 705-714.
- Holland, J.F., Martin, J.F., Granata, T., Bouchard, V., Quigley, M. & Brown, L., 2004. *Effects of wetland depth and flow rate on residence time distribution characteristics.* Ecol. Eng. 23, 189-203.
- IVL Svenska miljöinstitutet AB, 2004. *Övervakning av luftföroreningar i Dalarna och Gävleborgs län. Resultat till och med september 2004.* Red. Anna Liljergren. Rapport B1629.
- Jordbruksverket, 2000. *Sektorsmål och åtgärdsprogram för reduktion av växtnäingsförluster från jordbruket.* Rapport 2000:1.
- Jordbruksverket, 2004. *Kvalitetskriterier för våtmarker i odlingslandskapet - kriterier för rening av växtnäring med beaktande av biologisk mångfald och kulturmiljö.* Rapport 2004:1.
- Kadlec, R.H., 2000. *The inadequacy of first-order treatment wetland models.* Ecol. Eng. 15, 105-119.

- Kadlec, R.H., 2005. *Phosphorus Removal in Emergent Free Surface Wetlands*. J. Environ. Sci. Health. 40, 1293-1306, 2005
- Kadlec, R.H. & Knight, R.L., 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis Publ, Boca Raton.
- Koskiaho, J., Ekholm, P., Rätty, M., Riihimäki, J. & Puustinen, M., 2003. *Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands - experiences under boreal conditions*. Ecol. Eng. 20, 89-103.
- Koskiaho, J. & Puustinen, M., 2005. *Function and Potential of Constructed Wetlands for the Control of N and P Transport from Agriculture and Peat Production in Boreal Climate*. J. Environ. Sci. Health. 40, 1265-1279.
- Kyllmar, K., & Johansson, H., 1998. *Växtnäringsförluster till vatten*. I: Typområden på jordbruksmark (JRK) 1984-1995. Ekohydrologi 66. Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Leonardsson, L., 1994. *Våtmarker som kvävefällor - Svenska och internationella erfarenheter*. Naturvårdsverkets rapport 4176.
- Leonardsson, L., 2002. *Hur avskiljer våtmarker kväve och fosfor?* I: Våtmarksboken - skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker (red. Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J. & Oscarsson, H.) ss 41:67. VASTRA rapport 3. Bokakademien. Västervik.
- Lidköpings kommun, 2004. *Gröna nyckeltal 2004*.
- Länsstyrelsen i Västra Götalands län, 2004. *Historiska våtmarker - våtmarkers utbredning från 1800-talet och framåt i några avrinningsområden i Västra Götaland*. Rapport 2004:17.
- Löfroth, M., 1991. *Våtmarkerna och deras betydelse*. Naturvårdsverket rapport 3824.
- Naturvårdsverket, 1999. *Myllrande våtmarker, miljömål 4*. Rapport 4997.
- Naturvårdsverket, 2003. *Myllrande våtmarker. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet*. Rapport 5328.
- Naturvårdsverket, 2004. *Rikare mångfald och mindre kväve. Utvärdering av våtmarker skapade med stöd av lokala investeringsprogram och landsbygdsutvecklingsstöd*. Rapport 5362.
- Naturvårdsverket, 2006. *Eutrophication of Swedish Seas*. Rapport 5509.
- Persson, J. & Weisner, S., 2002. *Integrera teknik och biologi vid utformning och anläggning*. I: Våtmarksboken (red. Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J. & Oscarsson, H.) ss 252-270. VASTRA. Västervik.
- Saunders, D.L. & Kalff, J., 2001. *Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers*. Hydrobiologia. 443, 205-212.
- Sonesten et al. 2004. *Kväve & fosfor till Vänern och Västerhavet - Transporter, retention och åtgärdsscenarioer inom Göta älvs avrinningsområde*. Vänerns vattenvårdsförbund. Rapport 29.
- Svanberg, O. & Wilborg, I., 2001. *Från surhål och mygghelvet till myllrande våtmarker - utvärdering av arbetet mot ett miljökvalitetsmål*. Naturvårdsverket Rapport 5146.
- Thackston, E.L., Shields, F.D. (Jr) & Schroeder, P.R., 1987. *Residence time distributions of shallow basins*. J. Env. Eng. 113, 1319-1332. (journal of Environmental Engineering)

Tonderski, K., Leonardson, L., Persson, J. & Wittgren, H.B., 2002. *Dammar och översvämningsmarker- utformning och effektivitet*. I: Våtmarksboken-skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker (red. Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J. & Oscarsson, H.) ss 68-104. VASTRA rapport 3. Bokakademien. Västervik.

Wittgren, H.B., Arheimer, B. & Tonderski, K., 2002. *Kväveavskiljning i våtmarker: Effektivitet och regionala skillnader*. K. Skogs- o. Lantbr. akad. Tidskr. 141:4, 53-62.

Tonderski, K., Arheimer, B. & Pers, C., 2005. *Modeling the Impact of Potential Wetlands on Phosphorus Retention in a Swedish Catchment*. Ambio, Vol.34, 7: 544-551.

Walker, D.J., 1998. *Modelling residence time in stormwater ponds*. Ecol. Eng. 10, 247-262.

Wedding, B., 2001. *Dammar som reningsverk. Mätningar av närsaltreduktionen i nyanlagda dammar 1993 - 2000*. Ekologgruppen. Landskrona

Wedding, B., 2003. *Dammar som reningsverk- Mätningar av näringsämnesreduktionen i nyanlagda dammar 1993-2002*. Ekologgruppen. Landskrona.

Wetzel, R.G., 1983. *Limnology, second edition*. CBS College Publishing.

Wörman, A. & Kronnäs, V., 2005. *Effect of Pond shape and vegetation heterogeneity on flow and treatment performance of constructed wetlands*. Journal of Hydrology 301, 123-138.

Kartmaterial

Andersson, J., 2004. GIS-skikt baserat på Generalstabskartan (1800-tal). Materialet finns presenterat i: Länsstyrelsen i Västra Götalands län, 2004. Historiska våtmarker - våtmarkers utbredning från 1800-talet och framåt i några avrinningsområden i Västra Götaland. Rapport 2004:17.

Eriksson J, Andersson A. och Andersson R., 1999. Åkermarkens matjordstyper. Naturvårdsverkets rapport 4955.

Lantmäteriet, 1998a. Ur GSD Höjddata, dnr 507-98-4720.

Lantmäteriet, 1998b. Ur GSD Blå kartan, dnr 507-98-4720. GIS skikt med blå kartans vattendrag, originalsкала: 1:100 000.

Lantmäteriet, 1998c. Terrängkartan 1:50000. Ur GSD Gröna kartan, dnr 507-98-4720

Länsstyrelsernas GIS portal, www.gis.lst.se, 2006.05.18

SMHIs delavrinningsområdesregister 2000.

Muntlig kommunikation

Lennart Sundh, Sundhs miljö, 2006-05-04.

Internetkällor

Miljömålen i Västra Götaland, www5.o.lst.se/miljomal, 2006-05-18

Länsstyrelsen i Västra Götalands län, publicerat på www.gis.lst.se, 2006-05-18.

Bilaga 1. Fyrisåmodellen

$$Retention = Tillförsel_{(brutto)} \cdot R$$

$$R = TEMP \cdot \frac{kv}{(q_{(s)} + kv)}$$

$$q_{(s)} = \frac{Q_{(ut)}}{(sjöyta + vattendragsyta)}$$

Retentionen anges i kg/månad.

Tillförsel_(brutto) = summan av närsaltstillförseln i delavrinningsområdet och tillförsel från uppströms liggande område(n).

TEMP är en temperaturfunktion, där:

$$TEMP = 0 \quad \text{vid } T < 0$$

$$TEMP = co + T \cdot \frac{(1 - co)}{20} \quad \text{vid } 0 < T < 20$$

$$TEMP = 1 \quad \text{vid } T > 20$$

T = vattentemperatur (°C)

co = temperaturparameter (dimensionslös)

kv = retentionsparameter för sjöar och vattendrag (m/månad)

q_(s) = specifik avrinning

Q_(ut) = vattenföring ut ur delavrinningsområdet (m³/månad)

sjöyta = den sammanlagda sjöytan inom delavrinningsområdet (km²)

vattendragsyta = vattendragets sammanlagda längd (exkl. sjöar) • vattendragets uppskattade bredd (km²)

Källa: Sonesten et.al.(2004)

I detta arbete har följande parametervärden använts: $co = 0,7$; $kv = 6$ m/månad

Bilaga 2. Härledning av våtmarksfunktionens ekvation

En första gradens reaktion i en homogen satsreaktor ger följande koncentrationsförändring över tiden:

$$\frac{C_t}{C_i} = e^{(-k_1 * t)}$$

Ekvation 1 (Kadlec och Knight, 1996)

C_i är koncentration av ämne vid tidsperiodens start och C_t koncentrationen vid tiden t . t är reaktionstiden och k en reaktionskonstant.

I en första gradens arealreaktion kan koncentrationerna beräknas under antagande att det råder ett linjärt samband mellan graden av hydraulisk belastning (flödet) och uppehållstid (Kadlec & Knight, 1996). För en våtmark är startkoncentrationen C_i koncentrationen i inloppet, medan C är koncentrationen i utloppet. Speciellt, om $k_1 t = k_2 / q$, gäller

$$\frac{C}{C_i} = e^{(\frac{-k_2}{q})}$$

Ekvation 2. (Kadlec och Knight, 1996)

där C är koncentrationen vid utloppet och C_i är koncentrationen vid inloppet. q är den hydrauliska belastningen, d.v.s. vattenflöde Q dividerat med våtmarkens area A . k_2 / q kan därmed även skrivas som $k_2 * A / Q$. Den tid som retentionen kan verka på kvävet i vattnet som rinner in i våtmarken är lika med uppehållstiden för vattnet. Reaktionstiden i ekvation 1 kan således ersättas med ett uttryck för uppehållstid. En vanligt förekommande definition på uppehållstiden i våtmarker är ekvation 3

$$T = \frac{V}{Q}$$

Ekvation 3. (Kadlec och Knight, 1996)

där V är våtmarkens volym. T =den nominella, teoretiska uppehållstiden.

Om t i ekvation 1 ersätts med T kan detta skrivas som:

$$\frac{C_T}{C_i} = e^{(-k_1 * \frac{V}{Q})}$$

Ekvation 4.

Om ekvation 1 används med uttrycket för uppehållstid, d.v.s. ekvation 4, är vänsterledet i ekvationen lika med ekvation 2:s vänsterled och högerleden är därmed också lika. Om den hydrauliska belastningen skrivs ut som A/Q leder detta till:

$$e^{(-k_1 * \frac{V}{Q})} = e^{(-k_2 * \frac{A}{Q})}$$

Detta innebär att $k_1 \cdot V$ är lika med $k_2 \cdot A$. Då $V = A \cdot d$, där d är det inverterade medeldjupet, innebär detta att även A kan förkortas bort. k_1 är således lika med k_2/d . Detta visar att retentionen i våtmarker avtar exponentiellt med djupet.

Ekvation 4 kan härmed skrivas om som:

$$\frac{C_T}{C_i} = e^{\left(\frac{-k_2 \cdot V}{d \cdot Q}\right)}$$

Ekvation 5.

I Arhemiers och Wittgrens rapport, där våtmarken behandlas som en fullständigt omblandad satsreaktor, utgår de från ekvation 6. Denna har jämfört med ekvation 5 ett tidssteg i stället för att räkna med uppehållstiden. Djupet skrivs som A/V . De kallar konstanten k_2 för ka och har dessutom lagt in ett temperaturberoende. $kat = ka \cdot T$ där T är vattentemperatur i våtmarken.

$$C_{end} = C_{start} \cdot e^{\left(\frac{-kat \cdot A \cdot \Delta t}{V}\right)}$$

Ekvation 6. Arheimer och Wittgren (2002)

där A är våtmarkens area och V är våtmarkens volym. C_{end} är koncentrationen i utloppet vid tiden t d.v.s. C i ekv.2) C_{start} är kvävekoncentrationen i våtmarken vid varje tidsstegs början. Arheimer och Wittgren (2002) räknar med ett tidssteg i dygn och startkoncentrationen av kväve beräknas för varje tidssteg.

För att lägga in ett temperaturberoende i ekvation 5 kan k_2 bytas ut mot kat .

$$\frac{C_T}{C_i} = e^{\left(\frac{-kat \cdot V}{d \cdot Q}\right)}$$

Ekvation 7.

Ekvation 7 är den ekvation som används i Fyrisåmodellens våtmarksfunktion för att beräkna koncentrationer vid våtmarkers utlopp.

